2

DR. ALEXANDRE MAGNO DE SOUSA MAXIMIANO
DR. AFFONSO CELSO GONÇALVES JUNIOR

Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas

Avaliação de Risco à Saúde Humana

unioeste
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Editora Poisson

PPRN Unioeste
Programa de pós Graduação
em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Dr. Alexandre Magno de Sousa Maximiano
Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior

GERENCIAMENTO REGIONAL DE ÁREAS CONTAMINADAS

Avaliação de Risco à Saúde Humana

Volume 2

1ª Edição

Belo Horizonte
Editora Poisson
2026

Editor Chefe: Dr. Darly Fernando Andrade

Conselho Editorial

Dr. Antônio Artur de Souza – Universidade Federal de Minas Gerais
Ms. Davilson Eduardo Andrade
Dra. Elizângela de Jesus Oliveira – Universidade Federal do Amazonas
Msc. Fabiane dos Santos
Dr. José Eduardo Ferreira Lopes – Universidade Federal de Uberlândia
Dr. Otaviano Francisco Neves – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais
Dr. Luiz Cláudio de Lima – Universidade FUMEC
Dr. Nelson Ferreira Filho – Faculdades Kennedy
Ms. Valdiney Alves de Oliveira – Universidade Federal de Uberlândia

M860g
Gerenciamento regional de áreas contaminadas: avaliação de risco à saúde humana - Volume 2 / Alexandre Magno de Sousa Maximiano, Affonso Celso Gonçalves Junior – Belo Horizonte MG: Editora Poisson, 2026. 206 p.

Formato: PDF
ISBN: 978-65-5866-640-0
DOI: 10.36229/978-65-5866-640-0
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia

1. Risco à saúde 2. Contaminação ambiental 3. Meio ambiente. I. MAXIMIANO, Alexandre Magno de Sousa II. GONÇALVES JUNIOR, Affonso Celso III. Título

CDD-333.72

SÔNIA MÁRCIA SOARES DE MOURA – CRB 6/1896

O conteúdo deste livro está licenciado sob a Licença de Atribuição Creative Commons 4.0.

Com ela é permitido compartilhar o livro, devendo ser dado o devido crédito, não podendo ser utilizado para fins comerciais e nem ser alterado.

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos seus respectivos autores

www.poisson.com.br

contato@poisson.com.br

Dr. Alexandre Magno de Sousa Maximiano

Graduado em engenharia geológica pela Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, obteve mestrado em hidrogeologia aplicada ao gerenciamento de áreas contaminadas e doutorado em transporte de vapores no solo não saturado e intrusão de vapores pelo Instituto de Geociências da USP-SP. É pós-Doutor pela Universidade Estadual do Paraná (UNIOESTE). Há 30 anos desenvolve projetos de diagnóstico ambiental, avaliação de risco à saúde humana e ecológico, bem como planos de intervenção para remediação, reabilitação e revitalização ambiental de áreas contaminadas. Como Diretor técnico da empresa TECNOHIDRO®, é responsável pelas diretrizes técnicas dos projetos de gerenciamento de áreas contaminadas. Desenvolveu em 2009 para a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) as Ferramentas de Cálculo para Quantificação para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Em conjunto com profissionais do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT-SP), escreveu o livro Planos de Intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas em 2013 e em 2018, também com o IPT e agora com a AESAS, capítulos do livro A Produção Imobiliária e a Reabilitação de Áreas Contaminadas. Em 2017 escreveu, em conjunto com professores do IGc-USP, o capítulo de Áreas Contaminadas do Livro Geologia de Engenharia e Ambiental da ABGE.

Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.

Graduado em Química Industrial (UFSM-RS), Mestre em Agroquímica (UEM-PR), Doutor em Química Analítica (UFSC-SC), Pós-Doutor em Remediação de Compartimentos Ambientais (Universidade de Santiago de Compostela - Espanha), Pós-Doutor em Ciências Ambientais (UFG-GO) e Pós-Doutor em Ciências Agrárias (UEM-PR). É professor Associado na Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE-PR) no Campus de Cascavel, atuando no Centro de Ciências Médicas e Farmacêuticas e Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Lidera o Grupo de Estudos em Solos e Meio Ambiente (GESOMA), coordena o Laboratório de Química Aplicada e Ambiental (BIOMÉDICAS) e coordena o Laboratório de Química Analítica e Ambiental (BIOINFRA). Atua como docente permanente e orientador no Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais (PPRN) e Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura (PPGEA). É bolsista Produtividade em Pesquisa pelo CNPq na área de Ciências Ambientais. Atua junto ao Ministério da Agricultura como consultor na área de Resíduos e Contaminantes.

PREFÁCIO

Fui orientador de doutorado do Dr. Alexandre Maximiano e, ao longo desse período, também colaboramos em projetos relacionados a intrusão de vapores de compostos orgânicos voláteis. De certa forma, acompanhei de perto sua trajetória, do profissional da indústria que se voltou à academia, até este momento em que ele traduz essa experiência em um livro com claro rigor e notável capacidade didática. É um livro que se pode chamar de atual. Ele enfrenta um dos aspectos mais traumáticos da sociedade contemporânea: os desastres ambientais em escala regional. Esses eventos tornam visível uma característica incômoda do meio em que vivemos: o território registra o que fazemos com ele. Depois do rompimento de diversas estruturas no Brasil e no mundo, a questão deixa de ser apenas reconstituir impactos pontuais. Passa a ser compreender uma rede de processos que se estende no espaço e no tempo, incluindo deposição e remobilização de sedimentos, potenciais contaminações, rotas de exposição e vulnerabilidades humanas. Nesses contextos, decisões técnicas e decisões públicas tendem a convergir: o que medir, onde medir, com que qualidade, e como transformar números em prioridades e ações.

A atualidade desta obra, porém, não dispensa a necessidade de reativar a memória do que já foi pensado, historicamente, sobre o lugar em que vivemos. Platão, ao descrever a Ática empobrecida, oferece uma imagem potente do desafio que ainda enfrentamos: a paisagem degradada como o esqueleto de um corpo doente. Quando o solo perde capacidade de reter água e matéria fina, a terra perde resiliência e deixa essa marca. Em eventos regionais de contaminação, essa marca não é apenas geomorfológica ou hidrológica. Ela se expressa também como assinatura físico-química em solos, águas e sedimentos, capaz de persistir por anos, condicionando usos da terra, práticas produtivas e, sobretudo, a proteção da saúde humana.

É nessa interseção entre geociências, engenharia, saúde pública e governança que se insere este livro sobre Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH). Em escala regional, a ARSH não é um exercício burocrático nem apenas um cálculo. É uma estrutura para formular o problema, construir modelos conceituais ligando fonte, caminho e receptor, tratar incertezas e lacunas de informação, definir critérios de aceitabilidade e orientar decisões transparentes e defensáveis. Essa postura reforça a ideia de ambiente como um sistema integrado, no qual efeitos indiretos podem importar tanto quanto os diretos, e no qual a qualidade do dado e a clareza das premissas são parte essencial da proteção.

A obra Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas: Avaliação de Risco à Saúde Humana consolida o conhecimento construído pelo Dr. Alexandre Maximiano ao longo de uma década de estudos sobre contaminações ambientais regionais, com impactos no meio físico, biótico e antrópico. Esses estudos ganharam fôlego a partir de 2016, com o esforço de compreender os desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão, e foram posteriormente ampliados e organizados no contexto de Brumadinho. Trazer esse conhecimento ao público na forma de um livro, com encadeamento didático e foco operacional, é uma contribuição valiosa. Ao longo dos capítulos, o leitor é conduzido desde a caracterização do evento e a delimitação do problema, passando pelo planejamento e pela formulação, identificação do perigo e avaliação de exposição, até a organização de critérios e parâmetros de aceitação de risco, a explicitação de incertezas e a definição de estratégias de gestão e intervenção. O objetivo é que a avaliação de risco deixe de ser vista como produto acabado e

passe a operar como instrumento contínuo de decisão, sujeito a revisões à luz de novos dados, premissas e cenários.

Ao propor esse encadeamento, a obra transforma urgência em decisão consistente, explicitando premissas e orientando prioridades. Em um tema ainda pouco consolidado no cenário nacional, a sistematização apresentada qualifica práticas técnicas e fortalece a governança na resposta a desastres ambientais regionais.

Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho
Instituto de Geociências - IGc
Universidade de São Paulo - USP

APRESENTAÇÃO

A obra **GERENCIAMENTO REGIONAL DE ÁREAS CONTAMINADAS: Avaliação de Risco à Saúde Humana** representa a consolidação do conhecimento adquirido pelo Dr. Alexandre Maximiano em uma década de estudos voltados a contaminações ambientais regionais que geram impactos no meio físico, biótico e antrópico. Os estudos foram iniciados em meados do ano de 2016, voltados para o entendimento dos impactos ambientais associados ao rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG e foram consolidados pelo autor no âmbito dos rompimentos das barragens da Mina Córrego do Feijão em Brumadinho-MG.

A abordagem metodológica para estudos de Diagnóstico e Avaliação de Risco desenvolvida para os dois eventos regionais de contaminação citados acima foi apresentada pelo autor nos documentos **Projeto Detalhado de Avaliação de Risco a Saúde Humana – Saúde Pública** (MAXIMIANO; CORSINI, 2025b) **e Meio Ambiente** (MAXIMIANO; CORSINI, 2025a).

A presente obra tem como propósito apresentar uma visão técnico-científica conceitualmente fundamentada da aplicação da etapa de Avaliação de Risco à Saúde Humana, integrando aspectos de meio ambiente e saúde pública, no contexto do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) para eventos regionais de contaminação.

O livro é parte integrante da série de obras que estão sendo escritas pelo autor sobre o GERENCIAMENTO REGIONAL DE ÁREAS CONTAMINADAS, incluindo o Diagnóstico Ambiental Detalhado, a Avaliação de Risco à Saúde Humana, a Avaliação de Risco Ecológico e o Plano de Intervenção para Saúde e Meio Ambiente. Todas as obras irão procurar trazer a luz para conceitos técnicos e científicos aplicados eventos regionais de contaminação, tema esse que atualmente é pouco estudado de forma sistemática e muitas vezes conduzido inadequadamente no cenário nacional de desastres ambientais regionais.

O autor usou como base conceitual e científica estudos e documentos desenvolvidos nacionalmente pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Ministério da Saúde do Brasil, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), e internacionalmente pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), World Health Organization (WHO) e Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), além da revisão de uma vasta gama de artigos científicos desenvolvidos por autores consagrados sobre o tema como Landis (1997, 2004a), Zabeo (2011), Sexton e Linder (1993), Jerrett *et al*. (2009; 2005), Briggs & Elliott (1997, 2005), Hunsaker *et al*. (1994; 1990), Suter (2007), Newman (2015), Linkov e Satterstrom (2004), entre outros.

Dr. Alexandre Maximiano

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Principais diferenças entre as abordagens da USEPA e ATSDR para ARSH 37

Quadro 2: Comparação entre as etapas de ARSH para meio ambiente e saúde pública 38

Quadro 3: Comparação entre as etapas de ARSH para meio ambiente e saúde pública (continuação) 39

Quadro 4: Categorização das preocupações com a saúde 49

Quadro 5: Referências utilizadas para coleta de amostras de compartimentos ambientais 87

Quadro 6: Ingestão de solo superficial e subsuperficial (cenários residenciais e laborais) 138

Quadro 7: Ingestão de sedimento superficial e subsuperficial (cenários recreacionais e laborais) 138

Quadro 8: Ingestão de poeira sedimentada em espaços fechados (cenários residenciais e laborais) 139

Quadro 9: Ingestão de água para consumo humano (cenários residenciais e laborais) 139

Quadro 10: Ingestão acidental de água superficial (cenários de natação recreacional) 140

Quadro 11: Ingestão de peixes e pescados (cenários residenciais) 140

Quadro 12: Ingestão de alimentos de origem vegetal (cenários residenciais) 141

Quadro 13: Ingestão de alimentos de origem animal (cenários residenciais) 141

Quadro 14: Inalação de partículas de solo superficial em suspensão 142

Quadro 15: Modelo de transferência de massa de solo superficial para material particulado 142

Quadro 16: Inalação de vapores a partir do solo (superficial ou subsuperficial) 143

Quadro 17: Modelo de transferência de massa de vapor no solo subsuperficial para vapor no ar em espaços fechados 144

Quadro 18: Modelo de transferência de massa de vapor no solo subsuperficial para vapor no ar em ambientes abertos 144

Quadro 19: Modelo de transferência de massa de vapor no solo superficial para vapor no ar em ambientes abertos 146

Quadro 20: Contato dérmico com solo (superficial ou subsuperficial) em ambientes abertos 147

Quadro 21: Contato dérmico com poeira sedimentada em espaços fechados 148

Quadro 22: Contato dérmico com sedimento 149

Quadro 23: Contato dérmico com água 150

Quadro 24: Risco carcinogênico individual 169

Quadro 25: Risco carcinogênico cumulativo por cenário de exposição 169

Quadro 26: Risco carcinogênico cumulativo por compartimento ambiental 170

Quadro 27: Risco não carcinogênico individual 171

Quadro 28: Risco não carcinogênico cumulativo por cenário de exposição 171

Quadro 29: Risco não carcinogênico cumulativo por compartimento ambiental 171

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 16

2 EVENTOS REGIONAIS DE CONTAMINAÇÃO 19

2.1 Principais eventos regionais de contaminação 21
2.2 Ações ambientais e de saúde pública em eventos regionais de contaminação 26
2.3 Modelo metodológico para análise de eventos regionais de contaminação 30

3 AVALIAÇÃO DE RISCO PARA EVENTOS REGIONAIS DE CONTAMINAÇÃO 33

3.1 ARSH para meio ambiente *versus* ARSH para saúde pública 35
3.2 Etapas da ARSH em contextos regionais de contaminação 40

4 PLANEJAMENTO E FORMULAÇÃO DO PROBLEMA EM CONTEXTOS REGIONAIS 42

4.1 Definição do propósito e objetivos 43
4.2 Delimitação espacial e temporal da área de estudo 43
4.3 Identificação das partes interessadas e avaliação das comunidades atingidas 45
4.3.1 Mapeamento e engajamento das partes interessadas 45
4.3.2 Levantamento de preocupações de saúde das comunidades impactadas 46
4.4 Seleção de substâncias químicas de interesse (SQI) 52
4.4.1 Bioacumulação, biodisponibilidade e bioacessibilidade 54
4.4.2 Avaliação de nutrientes essenciais 57
4.5 Elaboração do modelo conceitual de exposição 58
4.5.1 Princípios científicos para estruturação do MCE para ARER 59
4.5.2 Cenários de exposição 60
4.5.3 Consolidação dos cenários de exposição 77
4.6 Definição de critérios e parâmetros de aceitação de risco 79

5 IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO EM CONTEXTOS REGIONAIS 82

5.1 Investigação do perigo à saúde humana 83
5.1.1 Planejamento amostral 84
5.2 Qualidade dos dados ambientais e validação da usabilidade 95
5.2.1 Controle e garantia da qualidade 95
5.2.2 Validação da usabilidade 105
5.3 Aderência do conjunto de dados ao MCE 109

6 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO EM CONTEXTOS REGIONAIS 110

6.1 Caracterização da exposição 110

6.1.1 Análise geoquímica da contaminação ... 111
6.1.2 Unidades de exposição ... 116
6.1.3 Parâmetros exposicionais ... 118
6.2 QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO ... 132
6.2.1 Quantificação das concentrações no ponto de exposição ... 132
6.2.2 Quantificação das doses de exposição ... 135

7 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE EM CONTEXTOS REGIONAIS ... 151

7.1 PERFIL TOXICOLÓGICO ... 153
7.2 PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS ... 154
7.2.1 Efeitos não carcinogênicos ... 154
7.2.2 Efeitos carcinogênicos ... 156
7.3 EFEITOS CUMULATIVOS, ADITIVOS, SINÉRGICOS, ANTAGÔNICOS E POTENCIALIZAÇÃO 164

8 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO EM CONTEXTO REGIONAIS ... 166

8.1 QUANTIFICAÇÃO DO RISCO ... 168
8.1.1 Risco carcinogênico ... 168
8.1.2 Risco não carcinogênico ... 170
8.2 ANÁLISE TOXICOLÓGICA DO RISCO CALCULADO ... 172
8.3 AVALIAÇÃO DO RISCO ADICIONAL ... 174
8.3.1 Eixos analíticos do risco adicional ... 175
8.3.2 Integração dos eixos analíticos ... 176
8.4 ESTUDOS DE EXPOSIÇÃO HUMANA ESPECÍFICOS ... 179
8.5 AVALIAÇÃO DE INCERTEZAS ... 180

9 GESTÃO DO RISCO EM CONTEXTO REGIONAIS ... 183

9.1 GERENCIAMENTO DO RISCO ... 183
9.1.1 Saúde pública ... 183
9.1.2 Meio ambiente ... 184
9.2 COMUNICAÇÃO DO RISCO ... 185
9.2.1 Estruturação do processo de comunicação ... 188

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS ... 191

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ... 193

GLOSSÁRIO ... 206

LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

APP: Áreas de Preservação Permanente.

ARE: Avaliação de Risco Ecológico.

ARER: Avaliação de Risco em Escala Regional (*Regional Scale Risk Assessment*).

ARSH: Avaliação de Risco à Saúde Humana.

ARSH-MA: Avaliação de Risco à Saúde Humana no âmbito do Meio Ambiente.

ARSH-SP: Avaliação de Risco à Saúde Humana no âmbito da Saúde Pública.

ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

BAF: Fator de Bioacumulação.

BCF: Fator de Bioconcentração.

BMD: Benchmark Dose.

BTEX: Benzeno, tolueno, etilbenzeno e isômeros de xileno.

CE: Concentração de Exposição.

CERCLA: Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act.

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

CMA: Concentração Máxima Aceitável.

C_{MAX}: Concentração de Máxima.

CNT: Comunidades não Tradicionais.

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente.

C_{PDE}: Concentração no Ponto de Exposição.

CPLI: Consulta Prévia, Livre e Informada.

CR: Risco Carcinogênico Incremental.

$C_{UCL95\%}$: Concentração UCL95%.

DE: Dose de Exposição.

DEM: Depósitos Espaçados.

DI: Dose de Ingresso.

DMD: Dose Média Diária.

DYNBAM: Dynamic Bio Accumulation Model.

Eh: Potencial Redox.

ERC: Communicating Risk in Public Health Emergencies.

FPC: Fonte Primária de Contaminação.

FSC: Fontes Secundárias de Contaminação.

GAC: Gerenciamento de Áreas Contaminadas

HED: Human Equivalent Dose.

HI: Indice de Perigo (*Hazard Index*).

HQ: Quociente de Perigo (*Hazard Quotient*).

IAEA: International Atomic Energy Agency.

IARC: International Agency for Research on Cancer.

ILCR: Incremental Lifetime Cancer Risk.

IRIS: Integrated Risk Information System.

ITP: Informação Técnica Preliminar.

IUR: Unidade de Risco para Inalação.

Kd: Coeficiente de Partição Solo-Água.

Koc: Coeficiente de Partição Carbono-Orgânico-água.

Kow: Coeficiente de Partição Octanol-Água.

Kp: Coeficiente de Permeabilidade Dérmica.

LDM: Limite de Detecção do Método.

LNT: Modelo Linear sem Limiar.

LOAEL: Nível Mais Baixo de Efeito Adverso Observado (Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level).

LQA: Limite de quantificação da amostra.

LQ_{AMT}: Limite de Quantificação da Amostra.

LQL: Limite de quantificação laboratorial.

MCDA: Metodologias Multicritério

MCE: Modelo Conceitual de Exposição.

MCP: Mistura Contaminante Primária.

MCS: Mistura Contaminante Secundária.

MER: Máxima Exposição Razoável.

MOA: Modo de Ação (Mode of Action).

MRL: Níveis Mínimos de Risco.

NOAEL: Nível Sem Efeito Adverso Observado (*No-Observed-Adverse-Effect-Level*).

OIT: Organização Internacional do Trabalho.

OMS: Organização Mundial da Saúde.

PAH: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos.

PBPK: Modelo Farmacocinético Baseados Fisiologicamente (Physiologically Based Pharmacokinetic Models).

PCT: Povos e Comunidades Tradicionais.

PDA: Ponto de Amostragem.

PDE: Ponto de Exposição.

PLA: Padrão Legal Aplicável.

PM: Peso Molecular.

POF/IBGE: Pesquisa de Orçamentos Familiares.

POP: Compostos Orgânicos Persistentes.

PPRTV: Peer-Reviewed Toxicity Values.

PRA: Avaliação de Risco Probabilistica (Probabilistic Risk Assessment).

Qa/Qc: Garantia e Controle de Qualidade.

RA_{CN}: Risco Aceitável Carcinogênico (1×10^{-5}).

RA_{NC}: Risco aceitável não carcinogênico (1).

RfC: Concentrações de referência.

RfD: Dose de Referência.

SF: Fator de carcinogenicidade.

SFO: Fator de carcinogenicidade Oral.

SQI: Substâncias Químicas de Interesse.

SVOC: Compostos orgânicos semivoláteis.

TPH: Hidrocarbonetos totais de petróleo.

UA: Unidade Ambiental.

UCL95%: Limite Superior de Confiança de 95% (*Upper Confidence Limit* 95%)

UE: Unidade de Exposição.

UF: Fatores de Incerteza.

UR: Unidade de Risco.

USEPA: United States Environmental Protection Agency.

VOC: Compostos orgânicos voláteis.

VRA: Valores de Referência Ambiental Livres de Influência da Fonte.

WHO: World Health Organization.

WOE: Peso de Evidências (Weight of Evidence).

01 Introdução

A problemática das áreas contaminadas consolidou-se, ao longo das últimas décadas, como um dos desafios mais complexos da interface entre engenharia ambiental, toxicologia, epidemiologia, geociências e políticas públicas. A intensificação das atividades industriais, a expansão da mineração, o uso massivo de agrotóxicos, a ocupação urbana desordenada e a fragilidade dos sistemas regulatórios deixaram um legado de contaminação química distribuído por solos, sedimentos e sistemas aquáticos superficiais e subterrâneos, ocasionalmente em padrões espaciais que extrapolam os limites de uma área específica e se projetam em escala regional. Essa transição de escala, do local ao regional, constitui um dos marcos científicos mais relevantes da evolução contemporânea da avaliação e gestão de áreas contaminadas, pois reconhece que os processos ambientais e as exposições humanas são governados por dinâmicas espaciais amplas, temporalmente persistentes e socialmente heterogêneas.

A abordagem moderna desloca o foco tradicional, centrado na mera presença de contaminantes, para o processo de exposição representado pelo modelo conceitual a seguir:

fonte → caminho de transporte → receptor

Sob esse entendimento, um contaminante só representa risco quando existe razoabilidade de exposição, quando os caminhos de transporte no meio ambiente se encontram conectados e quando receptores humanos ou ecológicos estão inseridos em cenários de vulnerabilidade. O risco passa, assim, a ser interpretado como um fenômeno probabilístico, epidemiológico e espacial, dependente da dose, da frequência, da duração da exposição e da suscetibilidade dos receptores. Essa estrutura encontra formalização na equação clássica de estimativa de Dose de Exposição (DE), que incorpora variáveis ambientais (concentração), comportamentais (ingestão, inalação, contato), antropométricas e temporais. A partir dela, derivam-se indicadores fundamentais, como o Quociente de Perigo (Hazard Quotient – HQ), para efeitos não carcinogênicos, e o Risco Carcinogênico Incremental (CR), que conferem objetividade à tomada de decisão (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 1989a).

O desenvolvimento institucional dessa abordagem encontra suas raízes no **Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act** – CERCLA (1980) e na estrutura metodológica da United States Environmental Protection Agency (USEPA), que estabeleceu o modelo de avaliação de risco em quatro etapas (*hazard identification*, *dose-response assessment*, *exposure assessment* e *risk characterization*) e introduziu o conceito de *risk-based cleanup*, segundo o qual as ações de remediação devem ser proporcionais ao risco e compatíveis com o uso atual e futuro do solo. Essa abordagem consolidou-se como referência global e estruturou normativas nacionais, como a Resolução CONAMA 420 (2009), e práticas técnicas, como o manual da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2023), que nortearam no Brasil um sistema robusto de gestão de áreas contaminadas baseado em risco.

Complementando esse arcabouço, a Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) desenvolveu uma perspectiva eminentemente sanitária, por meio do **Public Health Assessment** (PHA), integrando dados ambientais, epidemiológicos e biomonitoramentos para responder às questões fundamentais: Há exposição? Essa exposição representa risco? Quais ações de saúde pública são necessárias?

A agência introduziu o uso dos *Minimal Risk Levels* (MRL), ou Níveis Mínimos de Risco, e destacou a importância das investigações para a exposição, da comunicação de risco e da atenção a populações vulneráveis, aspectos que contribuíram diretamente para a formulação das diretrizes brasileiras de avaliação de risco à saúde humana (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) amplia essa discussão ao introduzir uma perspectiva global, intersetorial e vinculada ao princípio da equidade. Seus documentos reforçam que áreas contaminadas devem ser compreendidas não apenas como problemas ambientais, mas como problemas territoriais complexos, em que vulnerabilidade social, desigualdade econômica e capacidade institucional determinam a magnitude do risco. O enfoque *One Health* e a atenção às exposições cumulativas consolidam o entendimento de que o gerenciamento regional exige políticas integradas de meio ambiente[1], saúde e desenvolvimento territorial (OMS, 2013).

Nesse contexto, emerge o campo da Avaliação de Risco em Escala Regional – ARER (*Regional Scale Risk Assessment*), cuja consolidação científica está associada a fundamentos definidos ao longo dos últimos anos por autores como Landis (1997, 2004b) , Zabeo (2011), Sexton e Linder (1993, 2006), Jerrett *et al*. (2009; 2005), Dockery e Pope (1994; 2006), Elliott (2000) e Finkel (1990, 1995).

A necessidade de abordagens regionais fica evidente ao analisar grandes desastres ambientais, como Minamata (1956), Love Canal (1978), Bhopal (1984), Chernobyl (1986), Baia Mare (2000), Kingston Fossil Plant (2008), Ajka (2010), Mariana

[1] Embora "meio" e "ambiente" apresentem proximidade semântica, a expressão "meio ambiente" encontra-se plenamente consagrada no uso técnico, jurídico e normativo, funcionando como unidade conceitual específica para designar o conjunto de condições físicas, químicas, biológicas e antrópicas relevantes à estudos técnicos e científicos voltados a questões ambientais.

(2015) e Brumadinho (2019), todos caracterizados por dispersão regional de contaminantes, impactos sanitários prolongados e necessidade de monitoramento multi-institucional. Esses eventos demonstram que áreas contaminadas são muitas vezes fenômenos regionais, na maioria das vezes processos territoriais complexos, que evoluem no espaço e no tempo, interagem com vulnerabilidades sociais e demandam estruturas permanentes de governança.

O Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas (GRAC) demanda a articulação de três pilares fundamentais: (i) rigor científico na quantificação do risco e na modelagem espacial; (ii) centralidade da saúde humana e da justiça socioambiental; e (iii) governança participativa e interinstitucional. Somente por meio dessa integração é possível transformar passivos ambientais extensos e complexos em territórios reabilitados, seguros e sustentáveis, capazes de promover proteção à saúde, recuperação ecológica e desenvolvimento territorial equilibrado.

02 Eventos regionais de contaminação

A compreensão contemporânea das áreas contaminadas não pode ser dissociada do histórico de desastres ambientais que, ao longo das últimas sete décadas, moldaram metodologias científicas, legislações nacionais e acordos internacionais voltados à prevenção, monitoramento e remediação de passivos ambientais associados a compostos químicos. Esses eventos, distribuídos por diferentes regiões do mundo, revelam padrões recorrentes: (i) liberação acidental ou crônica de substâncias tóxicas; (ii) falhas de engenharia, negligência operacional ou ausência de fiscalização; (iii) exposição humana direta, prolongada ou difusa; (iv) danos transgeracionais e ecológicos persistentes; e (v) necessidade de construção de políticas públicas baseadas em risco, vigilância sanitária e governança intersetorial. Os grandes eventos regionais de contaminação funcionam, portanto, como catalisadores para a consolidação das práticas de Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) e para o desenvolvimento de marcos normativos nacionais e internacionais (ICOLD, 2001).

Landis (1997, 2004a) estabeleceu que avaliação de risco, em escala regional, deve considerar múltiplos hábitats interconectados, diferentes estressores ambientais[2] distribuídos irregularmente e padrões espaciais de exposição que emergem de dinâmicas ecológicas e hidrológicas complexas. Introduziu o conceito de "regiões de risco", unidades territoriais que combinam características ambientais e vulnerabilidades, permitindo a priorização de áreas críticas.

Zabeo (2011) complementou essa visão ao integrar a vulnerabilidade de receptores humanos e ecológicos como variável essencial à ARER, defendendo a adoção de metodologias multicritério[3] (MCDA), como AHP (*Analytic Hierarchy Process*), PROMETHEE (*Preference Ranking Organization METHod for Enrichment of Evaluations*), e o uso intensivo de geotecnologias para representar espacialmente desigualdades socioambientais. Essa perspectiva reforça que o risco regional não pode ser reduzido a

[2] Estressores ambientais são agentes físicos, químicos ou biológicos presentes no meio ambiente que podem causar alterações ou impactos adversos em organismos, populações ou ecossistemas, como contaminantes químicos, mudanças nas condições ambientais ou perturbações provocadas por atividades humanas.

[3] Também conhecidas como Métodos de Apoio Multicritério à Decisão (MAMD) ou *Multicriteria Decision Analysis* (MCDA), constituem um conjunto de abordagens analíticas e estruturadas destinadas a apoiar processos decisórios complexos nos quais múltiplos critérios, frequentemente conflitantes, heterogêneos e sujeitos a incertezas, devem ser considerados simultaneamente.

concentrações químicas, mas deve incorporar densidade populacional, uso do solo, serviços ecossistêmicos, sensibilidade ecológica e indicadores socioeconômicos.

Autores como Sexton e Linder (1993, 1993) introduziram o conceito de exposição cumulativa regional, destacando que populações são expostas simultaneamente a múltiplos contaminantes, em múltiplas vias e sob diferentes contextos socioeconômicos, exigindo modelos multiexposição e multiestressores. Jerrett *et al*. (2009; 2005) e Briggs & Elliott (1997, 2005) avançaram ao incorporar modelos estatísticos espaciais e regressões geograficamente ponderadas, demonstrando que padrões espaciais de doenças ambientais[4] são influenciados por gradientes territoriais complexos, reforçando o papel da geografia da saúde.

Outras contribuições significativas vêm de Hunsaker *et al*. (1994; 1990), que desenvolveram o conceito de *landscape-level risk* assessment, precursor direto da ARER, e de Suter (2007), que argumentou que efeitos ecológicos regionais dependem de processos multiescalares, como dispersão, conectividade e resiliência. Newman (2015), por sua vez, enfatizou a variabilidade temporal e as interações entre contaminantes e eventos climáticos extremos, acrescentando à ARER uma dimensão dinâmica essencial.

No campo das decisões territoriais, autores como Linkov e Satterstrom (2004) demonstraram que o gerenciamento regional de áreas contaminadas exige escolhas multicritério complexas que equilibram riscos ambientais, custos financeiros, impactos sociais e limitações institucionais. Métodos MCDA tornam-se indispensáveis quando a gestão envolve diversos municípios, múltiplas fontes de contaminação e populações heterogêneas.

As contribuições brasileiras complementam esse panorama internacional. Pesquisadores como Hirata, Fernandes e colaboradores (2007, 2008a, 2008b, 2008c; 2020a, 2020b; 2012a, 2012b, 2015a, 2015b, 2018a, 2018b) adaptaram concepções hidrogeológicas regionais ao contexto dos aquíferos sedimentares e fraturados, integrando metodologias como GOD (***Groundwater*** *Occurrence,* ***Overall*** *Lithology of the Unsaturated Zone and* ***Depth*** *to Groundwater*), DRASTIC (***Depth*** *to Water,* ***Recharge****,* ***Aquifer*** *Media,* ***Soil*** *Media,* ***Topography*** *and* ***Impact***) e POSH (***Potential*** *for Human Exposure*, ***Organism*** *Health Effects*, ***Severity*** *of Hazard* e ***Hazard*** *Ranking*). Bertolo (2017) avançou na compreensão da contaminação por solventes clorados em aquíferos fraturados, enfatizando padrões regionais de transporte e vulnerabilidade. Maximiano e Corsini (2025a, 2025b) aplicaram conceitos internacionais sobre gerenciamento regional de áreas contaminada e de ARER para desenvolver o arcabouço metodológico a ser aplicado para reabilitação ambiental e acompanhamento de saúde pública, com base no

[4] Doenças ambientais são agravos à saúde humana cuja ocorrência, evolução ou agravamento está causalmente associada a exposições a fatores ambientais físicos, químicos ou biológicos, presentes no meio ambiente natural ou impactado por ações antrópicas, em níveis capazes de produzir efeitos adversos à saúde (LANDRIGAN, 2018; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018; PRÜSS-USTÜN, 2016; USEPA, 2018a). Essas exposições podem ser agudas ou crônicas, ocupacionais ou comunitárias, pontuais ou cumulativas, e frequentemente atuam em interação com fatores sociais, econômicos e institucionais. A OMS (2016a, 2023)define o campo da saúde ambiental como aquele que avalia e controla fatores ambientais potencialmente prejudiciais à saúde.

risco, para o caso do rompimento das barragens no município de Brumadinho-MG. Instituições como CETESB, IBAMA, FUNASA e Ministério da Saúde desempenham papel central na construção de sistemas nacionais de vigilância e gerenciamento regional de áreas contaminadas.

Essa convergência, embora permeada por discussões técnicas, políticas, legais e institucionais, estabelece uma estrutura metodológica robusta que fundamenta o gerenciamento regional contemporâneo de áreas contaminadas.

2.1 Principais eventos regionais de contaminação

A análise das experiências históricas de contaminação regional destaca que os grandes eventos regionais de contaminação, quer decorram de acidentes industriais, de falhas de engenharia em estruturas de contenção ou de operações de mineração mal geridas, produzem cenários multifacetados de risco que exigem respostas técnicas, jurídicas e sanitárias articuladas. Em termos físicos e químicos, esses eventos variam amplamente: alguns implicam liberação massiva de misturas tóxicas (*e.g.*, cianeto, lamas alcalinas, rejeitos de mineração, petróleo bruto), outros envolvem descarga contínua e cumulativa de rejeitos sólidos e em suspensão (*e.g.*, disposição diretamente em rios e córregos ou próximos a cursos d'água), e outros ainda produzem emissão atmosférica de agentes tóxicos de alta letalidade. Em todos os casos, entretanto, a materialização do risco sanitário depende da existência de um caminho de exposição efetivo e de receptores humanos vulneráveis, e a resposta bem-sucedida depende da integração entre diagnóstico ambiental adequado à escala do evento, ARSH, medidas de reabilitação ambiental e ações de saúde pública voltadas à proteção da população exposta.

O caso de Minamata (Japão, 1956) permanece como paradigma da toxicidade crônica associada a substâncias persistentes e da bioacumulação (para mais informações, ver subitem 4.5.2.2.1.3) em cadeias alimentares. A liberação de metilmercúrio pela indústria química da Chisso Corporation ao longo de décadas resultou em contaminação severa dos ecossistemas aquáticos da Baía de Minamata, gerando distúrbios neurológicos irreversíveis, efeitos teratogênicos e mortalidade expressiva. O episódio demonstrou que mesmo emissões contínuas, não associadas a um evento único de liberação, podem gerar contaminação regional de longa duração, redefinindo o papel da toxicovigilância e da regulação de metais (EKINO *et al.*, 2007; ETO, 2000; HARADA, 1995; TSUDA *et al.*, 2009).

Na América do Norte, a tragédia de Love Canal (EUA, 1978) expôs o risco associado a depósitos históricos de resíduos industriais enterrados em uma região que foi posteriormente urbanizada. A migração de contaminantes, dioxinas, solventes organoclorados e metais para residências e escolas ocasionou aumento de abortos espontâneos, malformações e sintomas neurológicos. O caso gerou como resposta o CERCLA (1980), o *Superfund* e o modelo regulatório de gerenciamento de áreas contaminadas mais utilizado do mundo (GENSBURG *et al.*, 2009; GIBBS, 1982; KIELB *et al.*, 2010; PAIGEN, 1982; PRITCHARD; GOLDFARB, 2000; SZE, 2009).

O acidente industrial de Bhopal (Índia, 1984)**,** maior desastre químico da história, mostrou que exposições agudas e massivas a substâncias de alta toxicidade, como o isocianato de metila (MIC), podem gerar impactos imediatos devastadores e sequelas crônicas por décadas. A ausência de planos de emergência, de sistemas de contenção redundantes e de comunicação de risco contribuiu para a magnitude da tragédia, que permanece como referência global para gestão de risco tecnológico e para o aprimoramento das legislações de segurança química (BROWNING, 1993; ECKERMAN, 2005).

O desastre radiológico de Chernobyl (Ucrânia, 1986) ampliou o entendimento sobre a natureza difusa da contaminação transfronteiriça, ressaltando o potencial de radionuclídeos de meia-vida longa (césio-137, Cs-137, e estrôncio-90, Sr-90) em gerar impactos regionais por séculos. A OMS, a International Atomic Energy Agency (IAEA) e outras entidades instituíram programas de vigilância epidemiológica de longo prazo, que influenciaram de forma decisiva o conceito de vigilância em saúde aplicado a eventos regionais de contaminação (BAZYKA, 2012; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

Diversos desastres de mineração mostram outro padrão: a disposição contínua em regiões ribeirinhas ou falhas de estruturas de rejeito que contaminam vastas regiões. A Ok Tedi Mine (Papua, Nova Guiné, 1984) expôs por décadas as comunidades ribeirinhas à descarga maciça de sedimentos e rejeitos, com elevação do leito fluvial, morte de vegetação ribeirinha e prejuízos à pesca e à agricultura, afetando territorialmente milhares de quilômetros quadrados. A magnitude e a persistência do impacto posicionam o caso como uma lição sobre os riscos inerentes à disposição *in situ* de rejeitos sem contenção adequada (APTE; DAY, 1998; MURRAY *et al.*, 2000). Em Marcopper (Marinduque, Filipinas, 1996), uma ruptura da estrutura de contenção resultou no despejo de milhões de metros cúbicos de rejeitos em um sistema fluvial, tornando trechos de rio inutilizáveis e forçando evacuação e retiradas de água potável, com evidência de contaminação por metais e impactos socioeconômicos duradouros (DENR, 1997; USGS, 2000). Essas ocorrências reforçam a necessidade de integrar avaliação geotécnica, monitoramento de metais e estratégias de remediação adaptadas ao uso do solo e às condições socioeconômicas locais.

No Brasil, os casos de Mariana (Brasil, 2015) **e** Brumadinho (Brasil, 2019) evidenciaram vulnerabilidades estruturais na política de segurança de barragens de mineração. O lançamento de dezenas de milhões de metros cúbicos de rejeito gerou contaminação de bacias hidrográficas inteiras, com impactos em solos, sedimentos, água superficial e subterrânea, além de efeitos agudos e crônicos sobre populações ribeirinhas e a biodiversidade aquática. A escala regional desses eventos destaca a necessidade de integrar análise geotécnica, hidrossedimentológica, exposição alimentar, toxicologia e vigilância em saúde como um sistema único.

Falhas em estruturas de contenção contemporâneas também ocorreram em países desenvolvidos como no caso de Mount Polley (Canadá, 2014), com liberação de dezenas de milhões de metros cúbicos de água e rejeito para lagos e córregos, é hoje um caso de referência para debates sobre *design* de barragens de rejeitos, análises de estabilidade e avaliação de impactos de primeira e segunda ordens (sedimentação e mobilização de metais, como arsênio, cobre, chumbo, cádmio). A resposta incluiu

investigações ambientais, remediação localizada e revisão de padrões de engenharia regionais (BYRNE *et al.*, 2018).

Outro caso emblemático envolvendo a liberação de rejeito para o meio ambiente é o de desastre da Gold King Mine (Colorado, 2015). A Gold King Mine é uma mina subterrânea de ouro localizada no distrito mineiro histórico das San Juan Mountains, região onde estão localizadas centenas de minas abandonadas, muitas das quais atuam como fontes crônicas de drenagem ácida para o meio ambiente. Esse é um caso que representa a contaminação ambiental acidental associada a atividades de remediação, com importantes implicações técnicas, institucionais e sociais. Durante uma operação de investigação ambiental para remediação conduzida por uma equipe de especialistas contratada pela USEPA, ocorreu uma falha na contenção de uma galeria, associada a escavação para avaliar o volume e a pressão da água represada no interior da mina. A equipe rompeu inadvertidamente a barreira de contenção, liberando abruptamente cerca de 11 milhões de litros de água contaminada diretamente para um dos afluentes do rio Animas, que deságua no rio San Juan, alcançando posteriormente o Rio Colorado. A água liberada apresentava coloração amarela-alaranjada intensa, típica de drenagem ácida rica em ferro oxidado, com concentrações elevadas de arsênio, chumbo, cádmio, cobre, zinco, manganês, alumínio e ferro, sólidos em suspensão e material coloidal. Embora parte significativa dos metais estivesse associada à fase particulada (com deposição progressiva nos sedimentos), houve também transporte dissolvido e coloidal, ampliando a região impactada pelo evento. Após o evento, a USEPA declarou publicamente a responsabilidade pelo acidente, o que é considerado um marco de transparência institucional, mas também expôs fragilidades importantes nos protocolos de gerenciamento de risco de minas abandonadas.

Incidentes envolvendo depósitos de resíduos industriais diferentes de rejeitos minerais, por exemplo, o Kingston Fossil Plant (Tennessee, EUA, 2008), destacam os riscos associados ao armazenamento de cinzas de carvão. A ruptura do dique liberou mais de 1 bilhão de galões de lama de cinza, contendo arsênico, selênio, boro e metais solúveis que contaminam sedimentos e lençóis superficiais, com potenciais exposições por via dérmica, ingestão e inalação entre trabalhadores de limpeza e populações locais. Investigações documentaram prejuízos ambientais e litígios envolvendo saúde ocupacional dos trabalhadores de remoção do resíduo (USEPA, 2009a).

Esses eventos reforçam a necessidade de regulamentação de armazenamento de resíduos industriais e de protocolos de proteção ocupacional robustos.

Contudo, além desses casos já consagrados, outros desastres regionais relevantes ocorreram ao redor do mundo e ampliaram a compreensão científica e normativa sobre contaminação ambiental para impactos ambientais de larga escala. Entre os mais significativos, destaca-se o colapso de um reservatório de *red mud* (lama alcalina residual do processo Bayer de produção de alumina) em Ajka/Kolontár (Hungria, 2010), que liberou cerca de 1 milhão de m^3 de lama fortemente alcalina (pH ≈ 13) sobre vilas próximas e cursos de água, causando mortes, queimaduras químicas, danos à fauna e poluição de áreas agrícolas. A pluma alcançou sub-bacias do Danúbio, o que obrigou países vizinhos a adotarem medidas de emergência. Do ponto de vista da ARSH, o evento demonstrou a necessidade de se avaliar não só a toxicidade química dos constituintes, mas também os riscos físicos e corrosivos imediatos (dermato-ocular) e as

consequências de longo prazo da alcalinidade sobre solos, sedimentos e cadeias alimentares (GELENCSÉR *et al.*, 2011; GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011).

Outro caso relevante é o rompimento do dique de contenção na mina de ouro de Baia Mare, Romênia (2000), um exemplo paradigmático de contaminação transfronteiriça por líquidos de rejeito contendo cianeto e metais. Aproximadamente 100.000 m³ de água contendo cianeto e metais foram liberados para a bacia do Someș/Tisza e subsequente transporte até o Danúbio, causando mortalidade massiva de peixes e contaminando recursos hídricos na Romênia, Hungria e Sérvia. O episódio foi classificado como um dos piores desastres ambientais europeus recentes e estimulou ações coordenadas por agências internacionais e mudanças regulatórias no espaço europeu. As avaliações químicas e ecológicas identificaram picos extremos de concentração e impactos agudos nas comunidades aquáticas, e as lições ressaltaram a importância de normas de engenharia para barragens de rejeito e planos de resposta transfronteiriços (MACKLIN; BREWER; BALTEANU, 2003; UNEP, 2000).

Na China, o episódio de Songhua (2005) marcou um dos maiores desastres industriais da Ásia contemporânea, com o vazamento de cerca de 100 toneladas de benzeno e nitrobenzeno no rio Songhua após explosão em uma planta petroquímica em Jilin. A pluma tóxica percorreu centenas de quilômetros, afetando milhões de pessoas e levando à suspensão do abastecimento hídrico em Harbin, cidade com quase 10 milhões de habitantes. O desastre inaugurou uma fase mais rigorosa de controle ambiental industrial na China e impulsionou o fortalecimento do Ministério de Proteção Ambiental (OMS, 2006a).

Outro caso de relevância global é o acidente químico de Seveso (Itália, 1976), com liberação atmosférica de TCDD (dioxina) após falha em processo químico numa planta de herbicidas. O episódio provocou intoxicações, dermatites severas (*cloracne*), evacuação de comunidades e posterior estabelecimento da Diretiva Seveso, marco europeu de gerenciamento de risco industrial, cujos princípios influenciaram legislações globais (BERTAZZI; CONSONNI; BACHETTI, 1998).

Na Europa Ocidental, o desastre de Schwebda (Alemanha, 1986-1990), envolvendo contaminação regional de solo e recursos hídricos por solventes clorados e resíduos industriais enterrados no pós-guerra, tornou-se símbolo do problema de "áreas órfãs", aqueles com responsabilidade difusa ou impossível de atribuir, impulsionando instrumentos legais de responsabilidade compartilhada (HERMANN; NEUMANN, 1996).

Outro exemplo crítico está no Oriente Médio. A contaminação maciça de petróleo na Guerra do Golfo (Kuwait, 1991), quando o derramamento intencional de mais de 10 milhões de barris e os incêndios de poços criaram um dos maiores desastres ambientais já registrados, afetando solos, aquíferos rasos e ecossistemas costeiros de forma regional. O evento levou à criação de programas multilaterais de avaliação de risco, conduzidos pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) e pela OMS, inaugurando metodologias integradas para cenários de guerra.

Eventos associados a metais também incluem o desastre de Itai-Itai (Japão, década de 1950), causado por contaminação por cádmio oriunda da mineração na província de Toyama. O caso produziu efeitos renais e osteoporose severa em

populações expostas, servindo como referência para estudos de bioacumulação, toxicocinética de metais e epidemiologia ambiental.

O derramamento de cianeto no rio Guadalquivir após o colapso da mina de Aznalcóllar (Espanha, 1998) também gerou contaminação regional por metais no entorno do Parque Nacional Doñana, um dos ecossistemas mais sensíveis da Europa. A investigação pós-desastre contribuiu para avanços em técnicas de monitoramento de metais em zonas úmidas e para o aprimoramento das políticas de mineração no continente (BAOS *et al.*, 2024; PANIAGUA-LÓPEZ *et al.*, 2021).

No continente africano, a contaminação por metais na região de Kabwe (Zâmbia), decorrente de mineração e fundição de chumbo desde o início do século XX, constitui um caso paradigmático de exposição crônica. Estudos demonstram níveis de chumbo no sangue de crianças muito acima dos limites internacionais, revelando uma combinação extrema de desigualdade social, negligência ambiental e vulnerabilidade populacional (YABE *et al.*, 2011).

Os grandes derrames de petróleo marítimos, como o Exxon Valdez (Prince William Sound, Alasca, 1989) e o Deepwater Horizon (Golfo do México, 2010), exemplificam contaminação regional por hidrocarbonetos com impactos ecológicos e socioeconômicos de longa duração. O Exxon Valdez derramou dezenas de milhões de litros de óleo bruto que atingiram mais de 2.000 km de litoral, causando mortalidade massiva de aves, mamíferos marinhos e dano prolongado aos sedimentos costeiros. Estudos subsequentes documentaram efeitos ecotóxicos persistentes e recuperação incompleta de certas populações-chave por décadas. Já o Deepwater Horizon liberou um volume ainda maior em mar aberto e gerou extensas pesquisas sobre efeitos de hidrocarbonetos e dispersantes na saúde humana (trabalhadores de limpeza, pescadores) e na biota marinha. Foram documentados efeitos agudos e potenciais efeitos subletais e populacionais em peixes, aves e invertebrados, além de impactos psicossociais nas comunidades costeiras. Esses eventos ilustram desafios metodológicos na ARSH: quantificar exposições via ingestão de frutos do mar contaminados, inalação de vapores e exposição ocupacional em cenários de limpeza e monitorar efeitos de longo prazo com estudos epidemiológicos adequados (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2013; PETERSON; RICE; SHORT, 2003).

Esses e outros episódios, como Buffalo Creek (EUA, 1972), Stava (Itália, 1985), Tianjin (China, 2015), Sandoz Basel Fire (Suíça, 1986), crise do petróleo do Delta do rio Níger (Nigéria, contínuo desde 1958), ampliam a evidência de que a contaminação regional pode surgir tanto de acidentes de grande magnitude quanto de liberações crônicas e difusas. Eles revelam a necessidade de uma abordagem metodológica que incorpore a diversidade de mecanismos de transporte (hidrodinâmico, atmosférico, sedimentar), a variabilidade temporal da exposição (aguda, subcrônica, crônica), as diferenças de vulnerabilidade social e ecológica e, sobretudo, a responsabilidade institucional de prevenir a reprodução das condições estruturais que levaram a tais desastres (ERIKSON, 1976; USGS, 1973; VAN NIEKERK; VILJOEN, 2005).

A análise integrada desses casos permite observar que, independentemente da geografia ou do tipo de contaminante, a materialização do risco depende de falhas simultâneas em três dimensões: **técnica** (engenharia de contenção, operação, monitoramento), **institucional** (fiscalização, responsabilização, gestão do uso do solo) e

social (informação às comunidades, vulnerabilidade socioeconômica, preparo para emergências). É dentro desse contexto que se justifica plenamente a adoção da ARER como instrumento central da governança ambiental para o gerenciamento regional de áreas contaminadas. Com bases epidemiológicas e toxicológicas robustas, a ARER permite transformar dados químicos, ambientais e de compartimentos ambientais[5] em decisões de proteção sanitária, reduzir incertezas e orientar políticas públicas intersetoriais voltadas à prevenção, à vigilância e à remediação.

Assim, a evolução do campo das áreas contaminadas, tanto científica quanto normativa, é indissociável do aprendizado acumulado a partir de desastres regionais. Cada evento ampliou o repertório metodológico e regulatório, reforçou a necessidade de integração entre geologia, engenharia e saúde pública, e consolidou o entendimento de que a gestão do risco à saúde humana é, simultaneamente, um desafio técnico, ético e político. A construção de políticas efetivas de prevenção e reabilitação depende, portanto, da assimilação coerente dessas lições, da incorporação de critérios quantitativos de risco, da transparência decisória e da prioridade incondicional à proteção da vida humana e dos ecossistemas.

2.2 Ações ambientais e de saúde pública em eventos regionais de contaminação

A análise histórica das estratégias de resposta aplicadas aos grandes eventos regionais de contaminação revela um padrão recorrente de ações integradas que envolvem: (i) o diagnóstico ambiental; (ii) a avaliação de risco à saúde humana e ecológica; (iii) a implementação de medidas de remediação; e (iv) a execução de políticas e programas de saúde pública. Esses componentes, embora estruturados de forma distinta em cada contexto nacional, convergem conceitualmente para um modelo de governança ambiental baseado em risco, no qual a proteção da saúde humana constitui o princípio orientador. Essa convergência é perceptível quando se examinam casos emblemáticos, como Minamata, Love Canal, Bhopal, Chernobyl, Mariana, Brumadinho, Ajka/Kolontár, Baia Mare, Exxon Valdez, Deepwater Horizon, Ok Tedi, Marcopper, Mount Polley, Kingston Fossil Plant, Seveso, Itai-Itai, Aznalcóllar-Doñana, Gold King Mine, incêndio em locais de extração de petróleo no Kuwait e Kabwe, entre outros. Embora cada desastre envolva substâncias específicas – metais, radionuclídeos, hidrocarbonetos, dioxinas, solventes organoclorados, cianeto, rejeitos de mineração ou gases tóxicos – e apresente magnitudes e temporalidades distintas, as respostas implementadas ilustram a evolução do conhecimento a respeito do risco em contextos de impacto ambiental e a consolidação de técnicas multidisciplinares que hoje estruturam o campo das áreas contaminadas.

Desde a tragédia de Minamata, observou-se que o diagnóstico ambiental inicial assume papel central, normalmente impulsionado por manifestações clínicas atípicas ou

[5] No contexto da ARSH, compartimentos ambientais são os meios que compõem o meio ambiente: os compartimentos do meio físico (solo, sedimentos, água superficial, água subterrânea, ar, material particulado e rochas), compartimentos do meio biótico (flora, fauna e microrganismos) e compartimento antrópico (ser humano).

por alterações evidentes nos ecossistemas. Em Minamata, o reconhecimento de quadros neurológicos graves, associados à contaminação por metilmercúrio bioacumulado em peixes e frutos do mar, conduziu ao primeiro conjunto de investigações toxicológicas, epidemiológicas e ambientais de grande escala no Japão. Esse processo envolveu análises químicas diretamente em tecidos humanos, em alimentos de origem aquática e em sedimentos marinhos, permitindo a caracterização definitiva da fonte de exposição (EKINO *et al.*, 2007; HARADA, 1995). Do mesmo modo, em Itai-Itai, a associação entre doença óssea severa, insuficiência renal e contaminação por cádmio em arroz e água de irrigação deu origem a um programa sistemático de amostragem ambiental e biomonitoramento, que estabeleceu parâmetros epidemiológicos fundamentais para a toxicologia de metais.

A etapa de diagnóstico também foi essencial em desastres como Love Canal, onde a detecção de vapores intrusivos e compostos orgânicos voláteis em residências levou à instalação de dezenas de poços de monitoramento e ao delineamento hidrogeológico completo da área contaminada (PRITCHARD; GOLDFARB, 2000). Em eventos de ruptura de barragens, como Mariana, Brumadinho, Ajka/Kolontár, Baia Mare, Marcopper, Ok Tedi e Mount Polley, o diagnóstico envolve quase sempre modelagem hidrossedimentológica detalhada, geoprocessamento da pluma de rejeitos, avaliação geotécnica das estruturas remanescentes e análises químicas de água, dos sedimentos, da biota aquática e dos solos inundados. Em Chernobyl e nas queimadas de poços petrolíferos do Kuwait, o diagnóstico envolveu medições sistemáticas de radiação e de partículas tóxicas atmosféricas, com posterior quantificação de radionuclídeos ou compostos aromáticos policíclicos em alimentos e tecidos biológicos.

Com base nesses diagnósticos ambientais e de saúde, o próximo passo foi a ARSH em escala regional ou ARER, que se tornou, ao longo das últimas décadas, o núcleo técnico das decisões de gerenciamento regional de áreas contaminadas. Em Love Canal e nos cenários estadunidenses posteriores, foram utilizados os modelos da USEPA, envolvendo identificação de contaminantes de interesse, avaliação dose-resposta, estimativa de dose e caracterização de risco, permitindo a classificação dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos. Em Bhopal, essa avaliação se baseou em estudos epidemiológicos que identificaram efeitos respiratórios, oculares e multissistêmicos de curto e longo prazo, delimitando zonas de exposição com diferentes cargas de toxicidade. Em Baia Mare e Ajka/Kolontár, a avaliação incorporou a modelagem hidrológica transfronteiriça e análises químicas para cianeto, metais e pH extremo, com destaque para a necessidade de avaliar efeitos agudos (queimaduras químicas) e crônicos (bioacumulação de metais). Em Deepwater Horizon e Exxon Valdez, a avaliação de risco envolveu modelos de exposição por consumo de frutos do mar, por inalação de vapores e por contato ocupacional, com estudos toxicológicos focados em Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH)[6]. Em Ok Tedi e Marcopper, os modelos

[6] As siglas utilizadas ao longo do texto são tratadas como invariáveis, independentemente de referência singular ou plural, conforme prática comum em textos técnicos. A distinção entre uma ou múltiplas entidades é indicada pelo contexto, por índices ou pela construção da frase. Esta sigla constitui uma exceção, mantendo-se no plural por se tratar de uso consagrado na literatura científica.

integraram a exposição pela alimentação ribeirinha, com análises populacionais baseadas no consumo habitual de peixes e no contato com água contaminada. Em Kabwe, modelos de exposição infantil por poeira, solo e ingestão não intencional permitiram demonstrar níveis extremos de chumbo no sangue, justificando intervenções urgentes de saúde pública. Em Chernobyl, modelos radiológicos internacionais estimaram risco populacional de câncer de tireoide, leucemia e outros efeitos, destacando a vulnerabilidade de crianças expostas ao iodo-131, I-131.

Com base na avaliação de risco, foram definidas as estratégias de remediação**,** que variam amplamente em função das características do contaminante e do meio afetado. Em Love Canal, a remediação física envolveu o bombeamento e o tratamento das águas subterrâneas, o encapsulamento do local e a evacuação permanente de áreas críticas. Em Minamata, houve dragagem de sedimentos e controle rigoroso de emissões industriais. Em Itai-Itai, a remediação consistiu na descontaminação de solos agrícolas e na substituição das fontes de irrigação. Em Ajka/Kolontár, técnicas de neutralização química da lama alcalina foram empregadas, juntamente com remoção e contenção física em larga escala. Em Baia Mare, foram construídas barreiras temporárias e sistemas de contenção ao longo dos rios contaminados. Os derramamentos petrolíferos exigiram técnicas específicas, incluindo contenção mecânica, queima controlada, remoção manual e biorremediação experimental, além de medidas de restauração ecológica prolongada.

Os rompimentos de barragens de rejeitos exigem remediações ainda mais complexas. Em Mariana e Brumadinho, foram realizadas ações emergenciais de contenção, retirada de volumes expressivos de rejeito, estabilização de margens dos rios, revegetação e implantação de sistemas de monitoramento contínuo da qualidade da água e de sedimentos, entretanto sem que os estudos de ARSH estivessem concluídos para fundamentar essas ações. Em Mount Polley, adotou-se a reconstrução de cursos de água desviados e a reabilitação de sistemas fluviais danificados. Em Kingston Fossil Plant, uma das maiores operações de remediação de resíduos industriais dos EUA envolveu remoção massiva de lama de cinzas, dragagem de rios e confinamento seguro do material em aterros projetados.

No caso de Chernobyl, a remediação teve caráter singular, dado o risco radiológico de longo prazo. Após a construção do sarcófago inicial, décadas depois foi instalado o Novo Confinamento Seguro, estrutura monumental destinada a isolar o reator instável e minimizar liberações futuras. A remediação envolveu ainda restrições de uso da terra em uma ampla zona de exclusão e monitoramento ambiental permanente.

Nos incêndios de petróleo do Kuwait, a remediação incluiu ações massivas para a extinção dos poços, remoção de solos impregnados de hidrocarbonetos e restauração ecológica de áreas desérticas.

Finalmente, as ações de saúde pública representam componente indispensável da resposta. Elas incluem desde intervenções emergenciais, como evacuações e restrição de consumo de água e alimentos, até ações de longo prazo, como programas

de vigilância epidemiológica, criação de coortes populacionais[7] e acompanhamento clínico prolongado. Em Minamata, esses programas incluíram triagem sistemática, atendimento médico vitalício e programas de compensação. Em Bhopal, foram estabelecidos hospitais especializados e políticas de atendimento às vítimas crônicas. Em Chernobyl, foram implementados programas internacionais de triagem tireoidiana em crianças, acompanhamento dos Trabalhadores Liquidadores[8] e vigilância epidemiológica contínua. Em desastres de rejeitos no Brasil, ações de saúde pública envolveram atendimento psicossocial, monitoramento médico de populações ribeirinhas, campanhas de saúde ocupacional e medidas emergenciais de abastecimento de água. Em Kabwe, a intervenção médica incluiu programas de quelantes para redução de chumbo no sangue infantil.

O conjunto das ações observadas nesses desastres demonstra que a resposta eficaz a um evento de contaminação regional depende da integração de quatro pilares fundamentais: (i) um diagnóstico ambiental tecnicamente preciso e detalhado, realizado com rapidez; (ii) uma avaliação de risco quantitativa robusta e interdisciplinar capaz de orientar decisões complexas; (iii) uma remediação proporcional ao risco caracterizado, adequada aos meios atingidos e aos contaminantes envolvidos; e (iv) uma política de saúde pública que considere tanto os efeitos imediatos quanto os impactos crônicos, psicossociais e socioeconômicos. A evolução histórica desses episódios evidencia que a simples remediação ambiental, sem ação integrada de saúde pública e sem estrutura institucional sólida, é insuficiente para proteger populações vulneráveis e restabelecer a funcionalidade ecológica e socioeconômica das regiões afetadas. Ao mesmo tempo, mostram que a ARSH constitui o elemento técnico que conecta todas as dimensões, ambiental, sanitária, social e institucional, transformando dados e incertezas em instrumentos de governança e tomada de decisão.

Este corpo de evidências empíricas, acumulado ao longo de mais de 70 anos de eventos regionais de contaminação, constitui a base do conhecimento atual do gerenciamento regional de áreas contaminadas e molda conceitos fundamentais que sustentam as políticas atuais de prevenção, monitoramento, intervenção e reparação. Diante disso, o gerenciamento contemporâneo de áreas contaminadas não pode ser dissociado das lições deixadas por esses eventos: (i) a necessidade de sistemas de vigilância permanentes; (ii) de estruturas regulatórias robustas; (iii) de metodologias de avaliação de risco integradas; e (iv) de mecanismos de tomada de decisão transparentes

[7] Coortes populacionais são grupos de indivíduos que compartilham uma característica comum claramente identificável, observados ao longo de um período para avaliar a ocorrência de desfechos de saúde em relação a exposições específicas ou fatores de risco. Um conjunto de indivíduos inicialmente livres da contaminação regional de interesse, classificados segundo sua exposição (ou outra característica basal), e acompanhados prospectiva ou retrospectivamente para avaliar a incidência de eventos de saúde ao longo do tempo.

[8] Liquidadores são trabalhadores envolvidos direta ou indiretamente na resposta operacional a um evento de contaminação ou desastre tecnológico, responsáveis por reduzir, conter ou remover a fonte de risco, frequentemente expostos a agentes físicos, químicos ou biológicos em níveis superiores aos da população geral (BAZYKA, 2012; CARDIS; OTHERS, 2007; HAYASHI; OZASA, 2015; KOGEVINAS; OTHERS, 1998; STEENLAND; OTHERS, 2003; SUGIMOTO; OTHERS, 2018; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

e participativos. As experiências de Minamata, Love Canal, Bhopal, Chernobyl, Mariana, Brumadinho e todos os demais desastres analisados mostram que, quando a exposição humana está presente, a contaminação ambiental deixa de ser apenas um fenômeno físico-químico e torna-se, acima de tudo, um problema de saúde pública e de direitos humanos, exigindo, portanto, resposta científica, política e social à altura da sua complexidade.

2.3 Modelo metodológico para análise de eventos regionais de contaminação

A análise sistemática de desastres ambientais regionais requer um modelo metodológico robusto, integrado e reprodutível, capaz de atender simultaneamente aos requisitos da engenharia e da geologia ambiental, da caracterização geoquímica, da ARSH, da toxicologia, da epidemiologia e das ciências sociais aplicadas. A metodologia apresentada na presente obra se estrutura como uma sequência lógica e necessariamente interdependente de fases, concebida para garantir que cada dimensão do evento regional de contaminação – física, química, ecológica, sanitária, socioeconômica e institucional – seja analisada em profundidade, permitindo a tomada de decisões baseada em evidências quantitativas e em princípios de justiça socioambiental. Esse modelo metodológico visa abranger todo o ciclo de resposta, desde o momento inicial da ruptura ou liberação até a estabilização das condições ambientais e sanitárias, passando por monitoramentos de longo prazo e processos de reabilitação ambiental.

A primeira etapa consiste na caracterização imediata do evento, fundamental para a definição das ações emergenciais. Essa fase deve envolver a reconstrução física do acidente, a quantificação preliminar dos volumes liberados, a definição da região impactada e a identificação das substâncias potencialmente tóxicas envolvidas. Para isso, deve-se recorrer a técnicas de sensoriamento remoto, levantamentos de campo, modelagens hidrológicas e atmosféricas iniciais e análises químicas laboratoriais expeditas. A rapidez e precisão dessa fase são decisivas para reduzir danos, orientar evacuações, proteger corpos de água e impedir agravamento da dispersão de contaminantes.

Com o evento estabilizado, deve ser iniciada a caracterização ambiental detalhada e multidimensional, tratada em outra obra chamada **Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas: Diagnóstico Ambiental Detalhado** (no prelo), que estabelecerá a profundidade analítica da resposta ambiental e de saúde pública. Essa fase envolve amostragem sistemática de solo, sedimentos, água superficial e subterrânea, biota, ar e materiais particulados[9], empregando protocolos analíticos validados e planos de

[9] Material particulado em suspensão (MPS), no contexto da química e gestão ambiental, é definido como o conjunto de partículas sólidas e/ou líquidas microscópicas dispersas na atmosfera, com

amostragem representativos e suficientes para caracterizar os impactos ambientais associados ao evento regional de contaminação em avaliação.

A etapa seguinte será a construção do Modelo Conceitual de Exposição (MCE), peça fundamental da ARSH. O MCE deve descrever, de forma sistemática, as fontes de contaminação, os mecanismos de transporte e transformação, os caminhos de exposição e os receptores potencialmente impactados. O MCE deve ser revisado iterativamente, incorporando novos dados à medida que os estudos de ARSH avançam.

Sobre esse alicerce conceitual deve ser desenvolvida a quantificação da exposição, uma das etapas científicas mais críticas do processo. A Dose de Exposição (DE) deve ser estimada com base em equações padronizadas internacionalmente (USEPA, ATSDR, OMS) ou pela determinação probabilística da exposição (USEPA, 2001), considerando concentração de contaminantes, taxas de ingestão, frequência e duração da exposição, peso corporal do receptor e tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos. A quantificação da exposição não apenas fundamenta os cálculos de risco, mas define a priorização das áreas e das populações que necessitam de intervenção sanitária urgente.

A partir dessas doses estimadas, deve ser realizada a caracterização quantitativa do risco, distinguindo efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos. Os riscos não carcinogênicos são avaliados por meio do Hazard Quotient (HQ) e Hazard Index (HI), comparando a dose de exposição calculada com valores de referência toxicológica (Dose de Referência – RfD, Concentração de Referência – RfC, Nível Máximo de Risco – MRL). Já os riscos carcinogênicos utilizam o modelo de dose linear sem limiar, multiplicando a dose de exposição calculada pelo fator de carcinogenicidade (*Slope Factor* – SF) ou usando coeficientes de risco radiológico no caso de radionuclídeos. Essa análise deve ser complementada por uma avaliação de incertezas, essencial em desastres cuja composição química é variável ou parcialmente desconhecida. Os resultados da caracterização de risco devem orientar decisões sobre evacuação, restrições de consumo, uso futuro do solo e priorização de remediação.

Em paralelo, deve ser desenvolvida a avaliação de risco ecológico (ARE), tratada em outra obra chamada **Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas: Avaliação de Risco Ecológico** (no prelo), a qual deve ser estruturada em níveis (*screening*, detalhada e refinada) e focada em receptores ecológicos representativos: peixes, invertebrados, aves, mamíferos e vegetação. A avaliação ecológica deve identificar perdas de biodiversidade, alterações tróficas, toxicidade aguda e subletal e riscos à integridade de ecossistemas inteiros, orientando ações de restauração, monitoramento e compensação ambiental.

origem natural ou antrópica, capazes de permanecer em suspensão por períodos variáveis e de serem transportadas a diferentes distâncias por processos atmosféricos físicos e químicos. Do ponto de vista ambiental, o material particulado em suspensão compreende partículas não gasosas com diâmetro aerodinâmico variando de frações de micrômetro até dezenas de micrômetros, cuja dinâmica é governada por: tamanho e forma da partícula; densidade e composição química; turbulência atmosférica; processos de deposição seca e úmida.

Com base nas etapas anteriores, deve ser elaborado o plano de intervenção integrado para saúde pública e meio ambiente, tratado em outra obra chamada **Gerenciamento Regional de Áreas Contaminadas: Plano de Intervenção Integrado** (no prelo), que precisa ser propositivo e proporcional ao risco identificado, além de factível técnica e economicamente. Em acidentes envolvendo metais, as técnicas predominantes incluem remoção física, dragagem, confinamento, capeamento, barreiras geoquímicas, estabilização/solidificação e revegetação. Para contaminantes orgânicos, podem ser aplicadas biorremediação, oxidação química e extração de vapores. No caso de radionuclídeos a remediação exige isolar áreas inteiras por longos períodos. Alguns casos podem envolver a neutralização de materiais cáusticos e o controle de poeiras e vapores. Associadas às medidas de remediação ambiental, é muito importante elaborar ações de resposta e vigilância em saúde pública para o acompanhamento clínico e epidemiológicos das populações impactadas. Dessa forma, precisam ser estruturadas medidas integradas de meio ambiente e saúde pública. Esses tipos de medidas, quando aplicadas de forma sistemática e adequada, demonstram como a recuperação ambiental contínua impacta positivamente na saúde das populações expostas ao evento regional de contaminação. O plano de intervenção integrado deve ser acompanhado de monitoramento contínuo, com indicadores de desempenho e critérios de encerramento.

A comunicação de risco deve ser contínua, transparente e culturalmente adequada, reduzindo pânico social e fortalecendo a confiança entre população e instituições. Em paralelo às ações técnicas, inicia-se a análise socioeconômica e institucional, essencial para compreender o impacto total do evento regional. Essa etapa identifica deslocamentos populacionais, perdas de renda, impactos psicológicos, danos culturais, danos a comunidades tradicionais, vulnerabilidades preexistentes e capacidades institucionais locais.

Finalmente, a metodologia incorpora a gestão de longo prazo, que inclui monitoramento ambiental contínuo, acompanhamento epidemiológico, vigilância de doenças emergentes, revisão legislativa, fortalecimento institucional e incorporação das lições aprendidas. Diversos eventos regionais de contaminação demonstraram que alguns impactos persistem por décadas, tornando imprescindível a manutenção de redes de monitoramento permanentes, além de políticas públicas duradouras voltadas à reabilitação ambiental e à proteção sanitária.

03 Avaliação de risco para eventos regionais de contaminação

A evolução das abordagens de avaliação de risco à saúde humana nas últimas décadas revela uma mudança paradigmática profunda na forma como a exposição ambiental é compreendida, quantificada e gerida pelas ciências da saúde e do meio ambiente. Tradicionalmente, as avaliações de risco eram estruturadas em torno de áreas específicas e com dimensões definidas localmente, geralmente associados a fontes pontuais de contaminação, como áreas industriais, minerárias ou locais de disposição inadequada de resíduos. Esse modelo analítico, centrado na lógica fonte-meio-receptor, pressupunha a existência de um nexo causal direto entre um local contaminado e um conjunto limitado de receptores expostos. No entanto, o avanço da epidemiologia ambiental e das ciências espaciais demonstrou que os processos de exposição humana são frequentemente distribuídos em escalas regionais amplas, caracterizados por múltiplas fontes de poluição, caminhos complexos de transporte ambiental, diversidade de caminhos de exposição e heterogeneidade populacional significativa. A transição para abordagens regionalizadas de avaliação de risco representa, portanto, uma das mais importantes evoluções contemporâneas teórico-metodológicas do gerenciamento de áreas contaminadas e da gestão em saúde pública voltada para questões de saúde ambiental.

O campo da Avaliação de Risco Regional (ARER) começou a ser consolidado com os trabalhos de Landis (1997, 2004b), que introduziram os fundamentos ecológicos e espaciais dessa abordagem. Para Landis, o risco deve ser compreendido como fenômeno distribuído em regiões, e não apenas como evento localizado. O autor propôs a noção de "regiões de risco", unidades territoriais que apresentam padrões próprios de vulnerabilidade, exposição e estressores ambientais associados ao impacto ambiental. Essa perspectiva direciona o entendimento de que múltiplos agentes de estresse atuam simultaneamente, interagem entre si e produzem efeitos não lineares e cumulativos. A ARER, nesse sentido, integra dados da contaminação, meio físico, meio biótico e aspectos sociais e econômicos (para mais informações, ver capítulo 4 PLANEJAMENTO E FORMULAÇÃO DO PROBLEMA EM CONTEXTOS REGIONAIS), exigindo modelagem espacial e interpretação de padrões regionais de exposição.

A partir dessa base conceitual, Zabeo (2011) ampliou substancialmente o escopo da ARER ao introduzir a vulnerabilidade como componente mensurável e estruturante da análise. O autor entende que a vulnerabilidade de receptores humanos e ecológicos é um atributo associado a fatores sociais, ambientais e territoriais, e não meramente uma característica biológica intrínseca. Sua proposta metodológica incorporou metodologias multicritério (MCDA) para integrar critérios heterogêneos, toxicidade de

contaminantes, sensibilidade ecológica, densidade populacional, serviços ecossistêmicos e desigualdade socioeconômica, em matrizes que orientam o diagnóstico regional multidimensional. Com isso, a ARER passou a abranger tanto a intensidade da exposição quanto a sensibilidade dos receptores e características específicas das regiões impactadas.

A compreensão de que a saúde humana é influenciada por múltiplos contaminantes e múltiplas exposições simultâneas foi aprofundada pelos trabalhos de Sexton e Linder (1993, 2006). Esses autores defenderam o abandono definitivo da abordagem "um contaminante por vez" em favor da avaliação de exposições cumulativas regionais. Segundo eles, populações reais são expostas a misturas complexas de agentes químicos e a padrões espaciais irregulares de concentração, modulados por fatores socioeconômicos como ocupação, renda, educação, moradia e mobilidade. A proposta de Sexton deu origem ao conceito moderno de *Community-based Risk Assessment* (Avaliação de Risco Baseada na Comunidade) e fundamentou políticas contemporâneas da USEPA e ATSDR sobre desigualdade ambiental.

A análise espacial como componente metodológico da ARER ganhou solidez com os trabalhos de Jerrett *et al*. (2009; 2005), que introduziram técnicas de geoprocessamento, krigagem, regressão geograficamente ponderada (GWR) e outros modelos geoespaciais avançados na epidemiologia ambiental. Esses autores demonstraram que exposições regionais, como as associadas a poluição atmosférica, contaminação por metais e químicos persistentes, apresentam padrões espaciais altamente estruturados e autocorrelacionados, capazes de moldar a distribuição de doenças respiratórias, cardiovasculares e neurológicas. A incorporação da geografia ambiental à avaliação de risco permitiu quantificar a exposição humana com maior precisão e captar a heterogeneidade espacial que caracteriza regiões extensas.

No campo da epidemiologia da poluição atmosférica, os estudos clássicos de Dockery e Pope (1994; 2006) forneceram evidências sólidas de que populações distribuídas em regiões amplas podem apresentar efeitos adversos significativos, mesmo quando distantes das fontes primárias de emissão. O conceito de "poluição regional de fundo" (*regional background pollution*) demonstrou que poluentes de longa permanência, como material particulado fino (PM2,5), afetam grandes extensões geográficas de forma cumulativa e difusa, reforçando a necessidade de abordagens regionais para avaliação de risco humano.

Complementando esses avanços, Briggs, Elliott *et al*. (1997, 2005) estruturaram o campo da epidemiologia ambiental espacial, demonstrando que estudos de saúde em escala regional exigem integração entre modelagem geográfica, dados ambientais, definição de fronteiras analíticas e tratamentos estatísticos para lidar com dependências espaciais. Elliott (2000) destacou que a autocorrelação espacial é um fenômeno inerente a dados epidemiológicos regionais, e que sua negligência pode resultar em inferências errôneas ou viesadas.

A regionalização da avaliação de risco também evidenciou a necessidade de lidar com grandes incertezas ambientais, metodológicas e epidemiológicas. Finkel (1990, 1995) contribuiu de forma decisiva ao demonstrar que, em escalas amplas, a variabilidade natural e a carência de dados aumentam substancialmente a incerteza, tornando obrigatória a utilização de métodos probabilísticos, análise de sensibilidade e

simulações Monte Carlo. Essa perspectiva introduziu a noção de risco como "intervalo probabilístico", e não como valor determinístico, representando melhor a complexidade dos sistemas socioambientais.

A interface entre toxicologia humana e ecologia regional foi aprofundada por Calow e Forbes (1998), que indicam que a saúde humana deve ser compreendida dentro de sistemas ecológicos amplos. Segundo os autores, mudanças em ecossistemas regionais, como eutrofização, perda de hábitats, alterações hidrológicas e mudanças no ciclo de nutrientes, afetam direta e indiretamente a exposição humana a contaminantes, influenciando padrões alimentares e serviços ecossistêmicos que sustentam a saúde.

No campo institucional e internacional, os documentos da OMS (2009a, 2013) consolidaram protocolos de avaliação de risco humano que são utilizados como base para a ARER, enfatizando que os riscos emergem da interação entre contaminação ambiental, desigualdade social e vulnerabilidade territorial. Esses trabalhos formalizaram o paradigma "risco × vulnerabilidade" como base para políticas públicas de saúde ambiental, especialmente em países de baixa e média renda.

Por fim, Cutter, Boruff e Shirley (2003) introduziram um marco conceitual amplamente utilizado para análise de vulnerabilidade social regional. O **Social Vulnerability Index** (SoVI) tornou-se referência internacional para a ARER em eventos regionais de contaminação ao demonstrar que fatores como pobreza, densidade habitacional, educação, fragilidade institucional e desigualdade racial definem, em larga medida, a distribuição geográfica dos impactos sanitários.

Em última análise, a ARSH em escala regional ou simplesmente ARER, é um campo interdisciplinar maduro, que atua na interface entre toxicologia, epidemiologia ambiental, geografia da saúde, ecologia, análise espacial, ciências da decisão e políticas públicas. A ARER, sob a ótica da saúde humana, não se limita à quantificação da exposição, mas implica compreender estruturalmente os padrões de desigualdade, a multiplicidade de fontes de poluição, os processos de transporte no meio ambiente, os efeitos cumulativos e sinérgicos e a vulnerabilidade socioambiental. Ao integrar esses elementos, a ARER fornece um arcabouço robusto para a compreensão de riscos à saúde humana regionalmente, associada a desastres ambientais de grande escala, contaminações transfronteiriças, degradação difusa de bacias hidrográficas e poluição atmosférica regional, constituindo a base metodológica para uma governança ambiental e sanitária orientada pela ciência e equidade.

3.1 ARSH para meio ambiente *versus* ARSH para saúde pública

Em termos conceituais, o risco pode ser entendido como a combinação entre a probabilidade de ocorrência de um evento adverso e a magnitude de suas consequências. Nesse contexto, a avaliação de risco visa quantificar, qualificar e interpretar tais combinações a partir de um conjunto estruturado de etapas analíticas, as quais integram dados sobre perigos potenciais, caminhos de exposição, respostas biológicas e níveis aceitáveis de risco.

A avaliação de risco constitui um instrumento técnico e científico fundamental para a gestão ambiental e da saúde pública, voltado à identificação, à análise e à estimativa das probabilidades e consequências de eventos adversos que possam afetar seres humanos ou ecossistemas quando expostos a uma determinada contaminação ou

impacto ambiental. Trata-se, portanto, de um processo sistemático e baseado em evidências, que busca fornecer suporte racional à tomada de decisão, permitindo a definição de prioridades de intervenção, limites de segurança e estratégias de mitigação (ATSDR, 2005; ISO, 2018, p. 31000; OMS, 2009a; USEPA, 1989a, 2014a).

Segundo a ATSDR, ARSH é um processo de análise e estimativa dos efeitos adversos potenciais (presentes ou futuros) à saúde humana resultantes da exposição a substâncias perigosas identificadas em compartimentos ambientais, considerando vias de exposição, populações suscetíveis, durações de exposição e incertezas (ATSDR, 2005).

A OMS define a ARSH como um processo científico estruturado para estimar a probabilidade e a gravidade de efeitos adversos à saúde em seres humanos expostos a agentes químicos, biológicos ou físicos (FAO; OMS, 2009; OMS, 2009a; UNEP; ILO; OMS, 1994). O conceito central enfatiza que a avaliação de risco é uma ferramenta para apoiar decisões de gestão de risco e políticas de proteção da saúde pública, baseada em evidências toxicológicas, epidemiológicas e ambientais (IPCS; OMS, 2004; OMS, 1999).

A USEPA define a ARSH como o processo para estimar a natureza e a probabilidade de efeitos adversos à saúde humana que podem ocorrer em organismos ou populações expostas a agentes químicos (e, em alguns casos, agentes físicos ou biológicos) presentes no meio ambiente e associados um evento de contaminação, no presente ou no futuro (USEPA, 1989a, 2014a, 2023).

Nesse contexto, a abordagem da ATSDR enfatiza que a ARSH deve ser fundamentada em dados de exposição (quem, quando, como, quanto) e toxicidade (que efeitos, qual a gravidade), bem como resultar na caracterização dos riscos para apoiar decisões de saúde pública. A abordagem da USEPA fundamenta-se na mesma estratégia, entretanto a caracterização dos riscos deve apoiar decisões quanto a aspectos de recuperação e reabilitação ambiental.

Sendo assim, enquanto a USEPA utiliza a ARSH como instrumento regulatório e normativo, voltado à definição de padrões de qualidade ambiental, limites de exposição e metas de remediação, a ATSDR adota uma perspectiva sanitária e comunitária, centrada na proteção da saúde pública e na comunicação de riscos às populações potencialmente expostas. Essas distinções ocorrem tanto na natureza dos produtos e conclusões finais esperadas quanto na metodologia de avaliação empregada pelas agências estadunidenses, as quais são apresentadas resumidamente no Quadro 1.

Quadro 1: Principais diferenças entre as abordagens da USEPA e ATSDR para ARSH

Aspecto	USEPA (USEPA, 2014a)	ATSDR (ATSDR, 2022)
Missão institucional	Órgão regulador e normativo – define padrões ambientais e diretrizes técnicas para avaliação e gestão de riscos em empreendimentos, licenciamento e remediação.	Agência de saúde pública vinculada ao Centers for *Disease Control and Prevention* (CDC) – foca em proteger comunidades expostas e orientar ações de saúde pública.
Tese	Qual é o risco e o que deve ser considerado em termos regulatórios?	O que significa o risco para a saúde da população e quais ações de proteção são necessárias?
Objetivo da avaliação de risco	Fornecer base científica para decisões regulatórias e de gerenciamento ambiental (ex.: limites de exposição, remediação, licenciamento).	Avaliar impactos potenciais à saúde da comunidade e orientar intervenções de saúde pública, comunicação de risco e recomendações de ação.
Escopo principal	Risco químico associado à contaminação presente no solo, na água, no ar, nos alimentos, considerando múltiplas vias de ingresso.	Risco à saúde pública por exposição a substâncias perigosas liberadas para o meio ambiente, com enfoque comunitário e médico.
Produto final	Estimativa quantitativa de risco (probabilidade, índices HQ, CR).	Diagnóstico qualitativo/quantitativo com recomendações de ações de saúde pública (ex.: evitar consumo de água, monitoramento biomédico).

Fonte: Elaborado pelo autor

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) define ARSH como o processo pelo qual são identificados, avaliados e quantificados os riscos à saúde humana ou a bem de relevante interesse ambiental a ser protegido (CONAMA, 2009). A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) define como sendo o processo técnico e metodológico que visa estimar os riscos à saúde humana associados à exposição a substâncias químicas presentes em áreas contaminadas, servindo de base para o gerenciamento ambiental e a tomada de decisões corretivas ou preventivas (ABNT, 2013).

A CETESB define a ARSH como uma etapa técnico-científica integrante do processo de gerenciamento de áreas contaminadas, destinada a identificar, quantificar e interpretar os riscos potenciais à saúde de organismos expostos a substâncias químicas de interesse (SQI) presentes nos diferentes compartimentos ambientais. Sendo assim um instrumento de suporte à decisão cujo objetivo principal é avaliar se as concentrações de contaminantes existentes em uma área representam riscos inaceitáveis à saúde humana, e, com base nisso, determinar a necessidade de medidas de intervenção, controle ou remediação (CETESB, 2014, 2016, 2017, 2023).

Segundo as diretrizes do Ministério da Saúde (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010), a ARSH é entendida como um instrumento metodológico de caráter técnico e preventivo, destinado a identificar, analisar e caracterizar os efeitos potenciais à saúde de populações expostas a contaminantes químicos presentes no ambiente. Sua aplicação

está diretamente vinculada à proteção da saúde pública, à gestão ambiental interinstitucional e ao planejamento de ações de vigilância sanitária e epidemiológica em contextos de exposição humana a substâncias tóxicas.

É importante considerar que existem dois âmbitos para os estudos de ARSH, o de meio ambiente e o de saúde pública. Considerando os impactos no meio físico, biótico e antrópico relacionados a eventos regionais de contaminação, bem como as definições de ARSH, tanto para meio ambiente quanto para saúde pública, é fundamental que o diagnóstico ambiental detalhado seja conduzido de forma a gerar dados fundamentais para caracterização integrada do risco respeitando os dois âmbitos de estudos de ARSH.

Sendo assim, a ARSH-MA e ARSH-SP constituem instrumentos interdisciplinares essenciais, capazes de integrar conceitos exposicionais, toxicológicos e epidemiológicos, com o propósito de avaliar e gerenciar perigos potenciais de forma tecnicamente fundamentada e socialmente responsável. Sua aplicação adequada contribui para a proteção da saúde humana e a conservação ambiental, além de promover a transparência e a racionalidade na gestão de riscos complexos.

O Quadro 2 apresenta uma comparação sintética entre as etapas de ARSH para meio ambiente (ARSH-MA) e saúde pública (ARSH-SP).

Quadro 2: Comparação entre as etapas de ARSH para meio ambiente e saúde pública

Etapas	USEPA (2014a)	ATSDR (2022)	OMS (2009a)	Ministério da Saúde (2010)
Planejamento do escopo e formulação do problema	Introduz formalmente o Planejamento de Escopo e Formulação do Problema, definindo propósito, contexto, público e limites da avaliação. Visa garantir que a avaliação seja *dimensionada para seu proósito.*	Define Unidades de Exposição e Caminhos de Exposição, com foco em comunidades específicas e condições locais de exposição; integra saúde pública desde o início da ARSH	Etapa de Formulação do Problema, identificando os objetivos da avaliação, as vias de exposição relevantes e as populações-alvo; destaca a importância de definir claramente o contexto de decisão.	Define objetivos e escopo da avaliação no contexto de vigilância em saúde ambiental; enfatiza o caráter preventivo e intersetorial e a participação de diferentes instituições (saúde, meio ambiente, saneamento).
Identificação do perigo	Identifica substâncias químicas de interesse e seus efeitos tóxicos com base em banco de dados toxicológicos da USEPA (IRIS, ECOTOX, ToxCast, CompTox).	Baseia-se em perfis toxicológicos da própria ATSDR e em informações clínicas ou epidemiológicas de exposições reais.	Identifica agentes perigosos e seus efeitos adversos potenciais à saúde, considerando dados toxicológicos, epidemiológicos e laboratoriais.	Reconhece contaminantes de interesse e efeitos potenciais sobre a saúde humana; integra informações de vigilância epidemiológica, toxicologia e análises ambientais.

Quadro 3: Comparação entre as etapas de ARSH para meio ambiente e saúde pública(continuação)

Etapas	USEPA (2014a)	ATSDR (2022)	OMS (2009a)	Ministério da Saúde (2010)
Avaliação da relação dose-resposta	Utiliza parâmetros RfD, RfC, Slope Factor (SF) e curvas dose-resposta baseadas em estudos experimentais e epidemiológicos.	Aplica Nível Mínimo de Risco (MRL) para avaliar exposições não carcinogênicas; considera incertezas clínicas e vulnerabilidade populacional.	Determina a relação quantitativa entre dose e efeito, derivando NOAEL, LOAEL, ADI/TDI e outros valores de referência; avalia margens de segurança.	Interpreta evidências toxicológicas e epidemiológicas para derivar limites seguros de exposição; utiliza parâmetros internacionais (RfD, SF, MRL etc.), adaptando-os ao contexto brasileiro.
Avaliação da exposição	Quantitativa, baseada em modelos e parâmetros de exposição (ingestão, inalação, contato dérmico) considerando receptores genéricos.	Avaliação integradora (quantitativa e qualitativa), considerando exposições passadas, atuais e futuras, e vulnerabilidades específicas da comunidade.	Quantifica vias, durações, frequências e magnitudes de exposição; identifica populações expostas e fatores de variabilidade (idade, dieta, hábitos, ocupação).	Define vias de exposição (via de ingresso) e rotas de exposição (cenário de exposição), magnitude, frequência e duração; caracteriza populações vulneráveis; integra dados ambientais, sociais e de saúde pública.
Caracterização do risco	Integra as etapas anteriores para quantificar o risco total; expressa os resultados como Quociente de Perigo (HQ), Índice de Perigo (HI) e Risco Carcinogênico (CR).	Integra resultados para orientar ações de saúde pública; descreve incertezas e discute relevância médica e epidemiológica, não apenas valores numéricos.	Integra as informações de perigo, dose-resposta e exposição para estimar a probabilidade e gravidade dos efeitos adversos; inclui análise de incertezas.	Apresenta e interpreta resultados para subsidiar decisões de vigilância e intervenção; prioriza ações de saúde pública e comunicação do risco às comunidades expostas.
Gerenciamento e comunicação do risco	Etapa separada do processo técnico; enfatiza o uso dos resultados na tomada de decisão regulatória e definição de medidas de remediação.	Parte integrante da avaliação; prioriza comunicação transparente com comunidades e autoridades locais e recomendações de ação.	Considera a comunicação de risco como parte essencial do processo; destaca transparência, participação pública e revisão contínua das evidências.	Integra comunicação, vigilância e intervenção em saúde; estabelece plano de resposta e acompanhamento populacional; enfatiza a coordenação interinstitucional.

Fonte: Elaborado pelo autor

3.2 Etapas da ARSH em contextos regionais de contaminação

De acordo com as diretrizes internacionais para ARSH, como USEPA (USEPA, 1992a, 2001, 2007a, 2023), OMS (OMS, 2009a, 2015) e ATSDR (ATSDR, 2022), estudos de avaliação de risco para áreas contaminadas devem ser compostos por cinco etapas fundamentais: (i) planejamento e formulação do problema, (ii) identificação do perigo, (iii) avaliação da exposição, (iv) avaliação de toxicidade, e (v) caracterização do risco.

A etapa de planejamento do escopo e formulação do problema representa o marco inicial do estudo de ARSH, tanto no âmbito de meio ambiente como para saúde pública. Nessa etapa são definidos de forma clara o propósito, os objetivos e os limites da avaliação, de modo que todo o processo subsequente se desenvolva de forma direcionada, consistente e transparente. No contexto de eventos regionais de contaminação, nessa etapa são definidas conceitualmente as fontes primárias de contaminação (FPC), as fontes secundárias de contaminação (FSC), os compartimentos ambientais de interesse, os mecanismos físico, químicos e biológicos que influenciam o transporte e a distribuição no meio físico contaminado, bem como os receptores humanos atuais, reais ou potenciais, e futuros potenciais. As informações acima são consolidadas na forma do Modelo Conceitual de Exposição (MCE).

A identificação do perigo consiste na segunda etapa, na qual são as Substâncias Químicas de Interesse (SQI) são qualificadas e quantificadas a partir da aquisição detalhada de primários, orientada pela análise prévia dos dados secundários disponíveis, que sejam suficientes e representativos da região impactada pelo evento regional de contaminação em avaliação. Nessa etapa também são avaliados, em conjunto com as SQI, os processos físicos e químicos relacionados aos compartimentos ambientais que podem ser precursores de efeitos adversos à saúde humana ou ao meio ambiente. No âmbito da saúde pública, são avaliados, adicionalmente, dados toxicológicos e epidemiológicos que podem indicar efeitos específicos. O objetivo é determinar a existência de um potencial intrínseco de dano, independentemente de sua probabilidade de ocorrência.

A terceira etapa, avaliação da exposição, busca quantificar o contato real ou potencial entre os receptores humanos e as SQI identificadas na segunda etapa. Para tanto, são consideradas as vias de ingresso (ingestão, inalação, contato dérmico), a frequência e duração do contato, as características fisiológicas da população exposta e as concentrações das SQI nos compartimentos ambientais de interesse. O resultado dessa etapa é geralmente expresso por meio da Dose Média Diária (DMD), que em estudos para meio ambiente podem ser chamadas de Dose de Ingresso (DI) e, no caso de saúde pública, Dose de Exposição (DE), sempre calculadas a partir de parâmetros de exposição, customizados para a região de estudo ou padronizados com base em avaliações técnico-científicas.

Na sequência, a análise da relação dose-resposta, ou avaliação da toxicidade, estabelece a correspondência entre a DMD e o efeito biológico observado. Essa relação permite identificar níveis de exposição considerados seguros tendo como base as Doses de Referência (RfD), Concentrações de Referência (RfC) ou Nível Mínimo de Risco (MRL) para efeitos não carcinogênicos, bem como a probabilidades de ocorrência de efeitos carcinogênicos calculadas a partir da utilização dos Fatores de Carcinogenicidade (SF) para via de ingresso oral (SFO) ou Unidades de Risco (UR) para via de ingresso por

inalação (IUR). Tal abordagem fundamenta-se em dados experimentais obtidos a partir de estudos toxicológicos e epidemiológicos.

A última etapa, a caracterização do risco, integra as informações obtidas nas etapas anteriores, resultando em uma estimativa quantitativa ou qualitativa do risco potencial. Essa síntese envolve o cálculo de Índices de Perigo (Hazard Quotient – HQ, Hazard Index – HI) para substâncias não carcinogênicas e probabilidades de Risco Carcinogênico Incremental (CR) para compostos com potencial oncológico. Além disso, a caracterização deve detalhar e discutir as incertezas e sensibilidades inerentes às estimativas do risco, considerando limitações metodológicas, limitações de dados ambientais e a heterogeneidade das populações expostas. O resultado para contextos que envolvam eventos regionais de contaminação, constitui a base para a definição de níveis aceitáveis de risco, os quais variam conforme o contexto regulatório e o receptor considerado, sempre considerando as premissas iniciais no âmbito do meio ambiente ou da saúde pública.

04 Planejamento e formulação do problema em contextos regionais

De acordo com USEPA (2014a), OMS (2009a), CETESB (2014) e ATSDR (ATSDR, 2005, 2015), a etapa de planejamento do escopo e formulação do problema é indispensável para assegurar que o estudo seja "*fit for purpose*", isto é, tecnicamente apropriado e socialmente relevante ao contexto de decisão. Esses autores entendem que esta etapa deve ser constituída de processos interativos, participativos e dinâmicos, que devem ser revisados à medida que novos dados ou condições específicas de exposição forem identificados.

O objetivo dessa etapa é transformar uma situação de incerteza ambiental (meio ambiente) e sanitária (saúde pública) em uma pergunta científica e gerencial claramente estruturada que possa ser respondida por meio da ARSH. Em outras palavras, o planejamento converte uma preocupação social ou técnica ("Há risco à saúde?") em uma hipótese de trabalho quantificável e verificável. Sendo assim, a etapa de planejamento do escopo e formulação do problema em contexto regionais de contaminação deve: (i) definir o propósito da avaliação, seja para remediação, vigilância sanitária ou comunicação de risco; (ii) delimitar espacialmente a região de interesse e suas subdivisões, e temporalmente a abrangência do estudo (presente e futuro); (iii) identificar as partes interessadas e avaliar as comunidades atingidas, incluindo comunidades sensíveis e Povos e Comunidades Tradicionais (PCT); (iv) identificar as substâncias químicas de interesse (SQI) associadas direta ou indiretamente ao evento regional de contaminação, as vias de exposição e os receptores humanos atuais reais ou potenciais e futuros potenciais; (v) elaborar o MCE, que representará de forma descritiva e gráfica as relações entre as FPC e FSC, mecanismos de transporte e distribuição das SQI no meio ambiente, caminhos de exposição e, receptores atuais reais ou potenciais e futuros potenciais; (vi) Identificar incertezas e lacunas de informação; e (vii) Definir os critérios e parâmetros de aceitação de risco.

Em estudos de ARER, também nessa etapa é fundamental estabelecer, em função do MCE, os critérios e parâmetros para a qualificação e quantificação do risco, como valores de referência (Padrões Legais Aplicáveis – PLA), níveis aceitáveis de risco carcinogênico e não carcinogênico, risco adicional no caso da saúde pública, *background* de risco, entre outros).

4.1 Definição do propósito e objetivos

A definição do propósito da ARSH envolve identificar a decisão que se pretende apoiar com relação à região contaminada por eventos regionais de impactos ambientais, como avaliar a necessidade de remediação de uma área contaminada, definir prioridades e detalhamento de investigações futuras, estabelecer limites de exposição considerando o uso presente e futuro da região que sofreu impacto ou subsidiar ações de saúde pública. A definição do propósito da ARSH (meio ambiente ou saúde pública) deve servir como base para orientar o nível de detalhamento técnico e a profundidade analítica da avaliação, garantindo que os esforços estejam proporcionais ao risco potencial e à importância da decisão.

Em eventos regionais de contaminação ambiental, por sempre estarem associados a grandes extensões territoriais de impacto, a definição do propósito da ARSH-MA e da ARSH-SP deve ser realizada para auxiliar na definição dos dados secundários a serem consolidados e o nível de qualificação (suficiência[10] e representatividade[11]) a ser utilizado na identificação da necessidade de geração de dados primários que sejam suficientes estatisticamente e representativos espacialmente.

4.2 Delimitação espacial e temporal da área de estudo

Eventos regionais de contaminação provocam modificações significativas nas características físicas, bióticas e antrópicas nas regiões impactadas, com diferentes intensidades ao longo do gradiente espacial de impacto, desde o local onde ocorreu o mecanismo primário de liberação da FPC até locais de deposição da contaminação e regiões sujeitas à remobilização fluvial e atmosférica. Considerando a complexidade desses eventos e a heterogeneidade intrínseca do meio físico, torna-se necessária a caracterização da região impactada, apoiada em dados secundários de múltiplas naturezas, tais como geologia, geomorfologia, pedologia, hidrografia, hidrologia, hidrogeologia, cobertura vegetal, uso e ocupação do solo, características populacionais e atributos ecossistêmicos. A literatura de zoneamento ambiental e planejamento territorial recomenda o uso de tais variáveis para a definição de unidades espaciais homogêneas, especialmente em cenários de impacto difuso e de elevada complexidade espacial (CHRISTOFOLETTI, 1999; ROSS, 1992; SANTOS *et al*., 2021).

---

[10] Suficiência estatística para meio ambiente refere-se ao grau em que um conjunto de dados ambientais possui quantidade, qualidade e estrutura amostral adequadas para sustentar inferências estatísticas confiáveis, decisões técnicas e conclusões regulatórias, com nível conhecido e aceitável de incerteza, no contexto de avaliações ambientais, de risco e de gestão territorial.

[11] Representatividade espacial para meio ambiente refere-se à capacidade de um conjunto de amostras ambientais refletir, de forma fiel e estatisticamente defensável, a variabilidade espacial real dos compartimentos ambientais de uma área de interesse, considerando processos naturais e antrópicos que controlam a distribuição de contaminantes, propriedades físico-químicas e condições ecológicas. A condição em que a localização, a densidade e a distribuição dos pontos de amostragem são suficientes para capturar a heterogeneidade espacial de um compartimento ambiental, permitindo inferências válidas sobre a extensão, magnitude e padrões de distribuição de contaminantes ou parâmetros ambientais em uma região impactada de interesse.

A segmentação físico-territorial deve ser realizada para estabelecer Unidades Ambientais (UA) com características físicas, ecológicas e socioeconômicas semelhantes, permitindo que o diagnóstico dos impactos seja conduzido de forma estruturada, coerente e alinhada aos princípios dos estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação. O conceito de UA ora apresentado tem como base a segmentação de unidades territoriais caracterizadas por possuir os mesmos padrões regiões do meio físico, meio biótico e de vulnerabilidades socioambientais, permitindo a priorização de áreas críticas que possam ser relacionadas ao evento regional de contaminação em estudo.

Uma UA corresponde a representações espaciais delimitadas por bacias e sub-bacias hidrográficas que compartilham atributos homogêneos para escala de trabalho quanto ao meio físico, uso e ocupação do solo, populações potencialmente expostas e intensidade dos impactos ambientais ligados ao evento regional de contaminação.

A determinação de UA deve envolver a análise integrada de quatro grandes camadas de informação:

- Limites das macrorregiões ambientais e hidrográficas em escala regional;
- Limites das microrregiões em escala local;
- Dados de uso e ocupação do solo, além de informações sobre as populações potencialmente expostas;
- Dados regionais sobre impactos e alterações ambientais causados pelo evento regional de contaminação.

A definição das macrorregiões de interesse deve ser realizada com base em dados regionais da bacia(s) hidrográfica(s), considerando atributos como morfologia, litologia, solos, hidrogeologia, hidrologia e cobertura vegetal. Essa abordagem segue metodologias consolidadas de regionalização e compartimentação ambiental (IBGE, 2015; ROSS, 1992) em que o limite externo das macrorregiões corresponde ao divisor hidrográfico de uma ou mais macrobacias de contribuição.

A etapa subsequente consiste na definição das microrregiões de interesse, fundamentada em interpretações em escala mais detalhada, incluindo aerofotos (preferencialmente em escala 1:10.000), imagens de satélite de alta resolução, levantamentos LiDAR (*Light Detection and Ranging*), aerolevantamentos por *drones* e cartografias planimétrica e planialtimétrica. Essa etapa aplica princípios de análise geoespacial fina, permitindo diferenciar unidades ambientais internas às macrorregiões com base em características específicas do relevo, dos solos, da geoquímica, da hidroquímica e da hidrogeoquímica. Tais procedimentos são amplamente recomendados em estudos ambientais pós-eventos regionais de contaminação, nos quais a deposição da mistura e do material contaminantes ao longo das regiões impactadas pode estabelecer novos padrões de substrato e condicionantes hidrogeomorfológicos (CRUZ *et al*., 2020; MARQUES *et al*., 2021).

Posteriormente, os dados de uso e ocupação do solo e as características populacionais devem ser integrados espacialmente a cada microrregião, permitindo identificar categorias como áreas residenciais (rurais e urbanas), áreas industriais, zonas agrícolas, áreas de preservação permanente (APP), áreas de lazer, atividades

agropecuárias, presença de povos e comunidades tradicionais (PCT), além de receptores sensíveis como hospitais, escolas, creches e pontos de captação de água. A integração entre o meio físico e ocupação antrópica é reconhecida como elemento central para a definição de cenários de exposição em estudos de ARSH (OMS, 2016b; USEPA, 1989a).

A etapa seguinte será a sobreposição das informações relativas aos impactos ambientais provocados pelo evento regional de contaminação. A partir dessa sobreposição, devem ser identificados os compartimentos ambientais de interesse a serem avaliados e o perímetro espacial dos impactos, consolidando o mapeamento integrado das microrregiões de interesse.

Após essa delimitação preliminar, e com a definição das microrregiões e suas características ambientais e populacionais, são estabelecidos os perímetros individuais de cada UA a ser avaliada.

4.3 Identificação das partes interessadas e avaliação das comunidades atingidas

A identificação dos tomadores de decisão e das partes interessadas (*stakeholders*) é fundamental e indispensável em estudos de ARSH-MA e de ARSH-SP que forem desenvolvidos para eventos regionais de contaminação ambiental. Sendo assim, antes do início dos estudos de ARER será necessário identificar os órgãos ambientais competentes (municipais, estaduais e federais), os gestores públicos municipais e estaduais, as autoridades legais envolvidas no processo de reparação ambiental, as comunidades afetadas pelo evento regional, as instituições acadêmicas de pesquisa e representantes da sociedade civil. Essa etapa é essencial para assegurar a transparência e a legitimidade da ARSH, especialmente quando o evento envolve exposição de populações não tradicionais e povos e comunidades tradicionais (PCT).

A USEPA (2014a) recomenda a constituição de grupos consultivos interdisciplinares para ARSH-MA, enquanto o Ministério da Saúde (2010) destaca a importância da integração entre os setores de saúde e meio ambiente no contexto da vigilância em saúde ambiental para ARSH-SP. As estratégias integradas (meio ambiente e saúde pública) para identificação de atores e partes interessadas em estudos de ARSH são apresentadas a seguir.

4.3.1 Mapeamento e engajamento das partes interessadas

Nesta etapa, serão mapeadas todas as partes interessadas relacionadas à região impactada pelo evento regional de contaminação. O mapeamento deve incluir (embora não seja limitado às partes que estão citadas aqui) órgãos ambientais competentes (municipais, estaduais e federais), gestores públicos municipais e estaduais, autoridades legais envolvidas no processo de reparação ambiental, instituições acadêmicas de pesquisa, representantes da sociedade civil e comunidades atingidas pelos impactos gerados pelo evento regional de contaminação. O objetivo geral do envolvimento público é proporcionar oportunidades para que as pessoas contribuam em todos os pontos ao longo da progressão do processo de tomada de decisão (USEPA, 2014a).

O processo de engajamento e comunicação com as partes interessadas é essencial para o sucesso da ARSH, o qual deve ser contínuo ao longo da execução dos estudos de avaliação voltados para eventos regionais de contaminação. Sendo assim, no início dos estudos de ARSH, devem ser realizadas reuniões para identificação de

demandas e expectativas de todas as partes interessadas mapeadas (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010). O desenvolvimento do processo de engajamento das partes interessadas deve levar em consideração os pontos-chave indicados pela USEPA (2014a), sendo eles: (i) Quais são as oportunidades de participação pública, incluindo organismos, comunidades e órgãos governamentais?; (ii) Quem são as partes interessadas?; (iii) Quais são os tipos de produtos de comunicação que serão necessários?; (iv) Quais mecanismos de envolvimento serão mais eficazes para o engajamento?.

Inicialmente, deve ser realizada uma reunião preparatória que envolva as partes interessadas e que tenha como objetivo explicar os estudos de ARER (ARSH-MA e ARSH-SP) a serem desenvolvidos na região atingida pelo evento regional de contaminação. Será importante que o conteúdo e as explicações a serem desenvolvidas nessa reunião estejam alinhados com os propósitos e objetivos definidos conforme item 4.1. Além de executar o processo de engajamento das partes interessadas, um outro produto da reunião inicial deve ser a identificação dos representantes do poder público municipal (prefeitos, secretários de saúde, meio ambiente, assistência social, entre outras secretarias) que representam o município onde estão localizadas as comunidades atingidas. Também deve ser um produto dessa reunião a identificação inicial, a partir de sugestões das partes interessadas, de representantes e líderes comunitários que serão os pontos focais das comunidades atingidas nos estudos de ARSH. A reunião inicial deve ser realizada antes de qualquer contato com membros da comunidade atingida.

Após a primeira reunião de engajamento, deve ser realizada a segunda reunião de engajamento, com o objetivo de estabelecer o primeiro contato com os representantes e líderes comunitários identificados como pontos focais da comunidade atingida a ser avaliada. Essa reunião deve ter como objetivo a apresentação da metodologia dos estudos alinhada com os propósitos e objetivos definidos conforme item 4.1 (Definição do propósito e objetivos) e sempre em linguagem acessível para os pontos focais presentes na reunião. Também deve ser um produto dessa reunião a elaboração conjunta de um cronograma para o levantamento de preocupações de saúde, bem como definir a estrutura e o local necessários para a realização do mapeamento e engajamento das comunidades atingidas, conforme previsto no subitem 2.3 (Modelo metodológico para análise de eventos regionais de contaminação).

4.3.2 Levantamento de preocupações de saúde das comunidades impactadas

Eventos regionais de contaminação quase invariavelmente atingem comunidades com características específicas, como tipo de ocupação territorial (rurais ou urbanas), nível de escolaridade, condições de saneamento básico, aspectos específicos ligados à tradicionalidade, uso e ocupação do solo, faixa etária, faixa salarial, entre outros. O levantamento de preocupações de saúde que as comunidades atingidas têm com relação aos impactos causados pelo evento de regional de contaminação em estudo deve ser estruturante para a ARSH-SP e ser desenvolvido com base nessas características. Essa avaliação deve ocorrer no início dos estudos de ARSH-SP, particularmente durante o planejamento do escopo e formulação do problema. No entanto, o Ministério da Saúde (2010) enfatiza que o processo deve ser contínuo e retroalimentado, ou seja, a escuta comunitária deve ser mantida durante todo o estudo e também nas fases de gerenciamento e comunicação do risco conforme item 9.2 (Comunicação do risco).

Conforme descrito pelo Ministério da Saúde (2010), o levantamento das preocupações da comunidade com sua saúde é uma fase de escuta social, identificação de percepções e reconhecimento de vulnerabilidades locais, cujo objetivo é integrar o conhecimento técnico-científico às vivências e às preocupações reais das comunidades atingidas pelos impactos causados pelo evento regional de contaminação em estudo. Esse passo é indispensável para que a ARSH-SP não se restrinja ao campo técnico, mas torne-se um instrumento de vigilância em saúde ambiental participativa, capaz de construir confiança, legitimar decisões e direcionar ações preventivas.

Assim, o levantamento de preocupações comunitárias é um componente fundamental da etapa de formulação do problema, bem como um processo de diálogo social e comunicação de risco que insere o componente humano na ARSH, que são estudos frequentemente dominados unicamente por cálculos matemáticos, resultados analíticos e parâmetros físico-químicos (ATSDR, 2015; BECK, 1992; DOUGLAS; WILDAVSKY, 1982).

O levantamento de preocupações de saúde trata do reconhecimento da coprodução do conhecimento, sendo a ARSH-SP um processo de produção compartilhada de saberes, em que os dados científicos e as experiências cotidianas interagem para construir uma visão mais integral da exposição aos impactos causados pela contaminação (JASANOFF, 2004).

Segundo o Ministério da Saúde (2010), os objetivos do levantamento de preocupações comunitárias são: (i) a identificação das percepções, dúvidas e preocupações das comunidades atingidas sobre sua saúde e o ambiente em que vivem; (ii) Compreender o contexto social, cultural e histórico dessas comunidades; (iii) registrar sintomas, doenças percebidas e mudanças ambientais relatadas pelos moradores; (iv) fortalecer a relação entre técnicos, gestores e comunidade, promovendo transparência e confiança; (v) subsidiar a construção dos cenários de exposição que irão compor o MCE, incorporando informações locais; e (vi) orientar as ações de vigilância e comunicação de risco, garantindo que a ARSH-SP tenha relevância social e sanitária.

A Constituição Federal (1988) e a Lei Orgânica da Saúde (Lei nº 8.080/1990) asseguram o direito à participação comunitária na formulação de políticas públicas de saúde. Sendo assim, o levantamento de preocupações de saúde concretiza esse princípio nos estudos de ARSH-SP, principalmente em contextos de eventos regionais de contaminação, assegurando que as vozes da comunidade sejam incorporadas como dados válidos no processo decisório. A etapa de levantamento das preocupações comunitárias transcende a dimensão técnica e assume papel ético, social e político no campo da saúde ambiental. Dessa forma, o levantamento concretiza princípios da democracia sanitária, do direito à informação e da justiça ambiental, conforme previstos na Política Nacional de Saúde Ambiental e nas diretrizes da Agenda 21 Brasileira.

Ademais, a ARSH-SP, sob a ótica do Ministério da Saúde, deve articular-se com os programas de vigilância ambiental, epidemiológica e sanitária (VIGIÁGUA, VIGISOLO, VIGIPEQ) e com instituições ambientais e municipais. O levantamento comunitário favorece essa articulação, permitindo compreender as relações entre contaminação ocasionada pelo evento regional, condições de vida e necessidades de saúde.

Também é importante considerar que, ao se definirem as percepções comunitárias, o levantamento de preocupações de saúde pode identificar grupos vulneráveis e distorções sociais, orientando intervenções preventivas mesmo em contextos de incerteza científica, o que será discutido no item 8.3 (Avaliação do risco adicional).

Sendo assim, serão apresentadas a seguir as abordagens metodológicas para o levantamento de preocupações de saúde de comunidades não tradicionais (CNT) e povos e comunidades tradicionais (PCT), considerando aspectos relacionados a eventos regionais de contaminação. Essas abordagens devem ser direcionadas preferencialmente, mas não exclusivamente, a estudos de ARSH-SP relacionados a esses eventos.

4.3.2.1 Preocupações em comunidades não tradicionais

Conforme apresentado pelo Ministério da Saúde (2010), a metodologia de levantamento das preocupações da comunidade com sua saúde, deve ser estruturada de forma sistematizada, participativa e eticamente fundamentada, a qual deve preceder o processo de escuta e observação comunitária, de forma que as percepções das comunidades atingidas sejam incorporadas ao processo técnico dos estudos de ARSH-SP.

O planejamento do levantamento de preocupações em comunidades não tradicionais deve visar à definição de objetivos específicos, associados à percepção das pessoas com relação a modificações quanto à qualidade da água, a alterações perceptíveis do solo e do ar, a odores ambientais ou à ocorrência de doenças, sempre remetidas ao evento regional de contaminação.

Para tanto, deve ser realizada a integração, sistematização e categorização das preocupações, possibilitando a identificação de nexos entre evidência técnica e vivência comunitária (BARDIN, 2011). O, conforme item 4.5 (Elaboração do modelo conceitual de exposição).

O Quadro 4, desenvolvido com base nos conceitos definidos pela ATSDR (2005, 2015), pode ser utilizado para a organização das preocupações de saúde em categorias que posteriormente auxiliarão no desenvolvimento do Modelo Conceitual de Exposição Regional, conforme item 4.5 (Elaboração do modelo conceitual de exposição)

Quadro 4: Categorização das preocupações com a saúde

Categorias	Descrição	Desdobramentos
Preocupações com a contaminação	Receio ou medo da possibilidade de exposição a alguma substância química associada ao evento regional de contaminação, por meio de alterações ambientais na água superficial ou subterrânea, no solo, no ar, nos alimentos de origem animal e vegetal. Também são classificadas nessa categoria preocupações quanto a alterações nos poços de captação para abastecimento público e na poeira em ambientes fechados.	Ar atmosférico; Poeira em ambientes fechados; Água de rios, córregos e nascentes; Água de aquíferos e poços de captação para abastecimento público; Animais criados para alimentação familiar ou para agropecuária extensiva; Vegetais cultivados para alimentação familiar ou para agricultura extensiva; Peixes e pescados para alimentação familiar ou para o comércio em geral
Preocupações com a saúde	Problemas de saúde autorreferidos (doenças, agravos, sinais ou sintomas) percebidos como sendo associados ao evento regional de contaminação, que existam no momento do levantamento ou que possam surgir no curto, médio ou longo prazo.	Problemas respiratórios, dermatológicos, gastrointestinais, ocorrência de câncer, de saúde mental, entre outros.
Preocupações com restrições de atividades	Problemas quanto a limitações de uso, impostas pelo evento regional de contaminação, de espaços de lazer, áreas laborais ou residenciais.	Problemas de alterações sociais a serem tratados pelo risco adicional.
Preocupações com vulnerabilidade social	Relatos quanto à redução ou ao comprometimento das condições de renda de pessoas, famílias ou da coletividade, impostos pelo evento regional de contaminação. Adicionalmente, dificuldades de obter acesso ou atendimento junto aos serviços de saúde.	Problemas de alterações sociais a serem tratados pelo risco adicional.
Preocupações com o meio biótico	Questionamentos sobre condições de vida de espécies de flora e de fauna após o evento regional de contaminação.	Meio biótico a ser tratado na avaliação de risco ecológico.

Fonte: Elaborado pelo autor com base em ATSDR (2005, 2015)

Para comunidades não tradicionais, devem ser dimensionadas as estratégias de comunicação, como reuniões comunitárias[12] e grupos focais, entrevistas semiestruturadas[13], visitas domiciliares[14] e observação direta, mapeamento participativo[15], bem como questionários de percepção de risco[16]. Essas estratégias escolhidas para o levantamento de preocupações devem combinar métodos qualitativos, participativos e observacionais, estruturados em um contexto de respeito, diálogo e reciprocidade. Essas estratégias devem captar as múltiplas dimensões do risco percebido (ambiental, sanitária, simbólica e social) e traduzir o conhecimento empírico local em dados cientificamente válidos para os estudos de ARSH-SP (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010).

É essencial garantir o anonimato dos respondentes e o Registro Formal de Consentimento (RFC), conforme os princípios éticos das pesquisas em saúde pública e ciências sociais aplicadas.

4.3.2.2 Preocupações em povos e comunidades tradicionais

O levantamento de preocupações de saúde voltado para Povos e Comunidades Tradicionais (PCT) no âmbito da ARSH exige uma abordagem metodológica complexa, interdisciplinar e culturalmente sensível. Essa abordagem deve reconhecer que os PCT possuem modos de vida, formas de organização social, sistemas de conhecimento e relações com o território profundamente distintos daqueles predominantes em populações urbanas ou rurais não tradicionais. Assim, os estudos de ARSH-SP não podem ser reduzidos às metodologias convencionais de avaliação de risco, demandando ampliação conceitual e adequações metodológicas que considerem os direitos diferenciados, a autonomia e as especificidades socioculturais desses grupos.

O arcabouço normativo internacional que fundamenta a atuação junto a PCT inclui a Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), ratificada pelo Brasil e reconhecida como marco jurídico que assegura direitos territoriais, culturais e políticos aos povos indígenas e tribais. A **Declaração das Nações Unidas sobre os Direitos dos Povos Indígenas** (ONU, 2007) e a **Declaração Latino-Americana dos Direitos dos Povos Indígenas** (2016) reforçam esse conjunto de garantias, estabelecendo parâmetros éticos para pesquisa, intervenção e produção de conhecimento em contextos tradicionais. No âmbito nacional, o Ministério da Saúde (2010), ao estabelecer diretrizes para avaliação de risco em saúde pública, destaca a necessidade de metodologias participativas, integradas e adaptadas às particularidades de populações

[12] Reuniões que possibilitam o diálogo horizontal entre técnicos e população, permitindo a construção coletiva de significados sobre o risco.
[13] Entrevistas realizadas com moradores, trabalhadores e lideranças, explorando percepções sobre saúde, ambiente e histórico local de contaminação.
[14] Visitas destinadas a documentar condições ambientais, formas de abastecimento de água, usos do solo e práticas de exposição.
[15] Instrumento gráfico e dialógico no qual os moradores representam espacialmente as áreas de preocupação, poços, fontes de água, cultivos e locais de ocorrência de doenças.
[16] Questionários aplicados participativamente para quantificar hábitos de exposição e comportamentos cotidianos relevantes.

vulneráveis. Esses instrumentos normativos convergem para a premissa de que qualquer ação técnica que envolva PCT deve ser pautada pelo respeito à autodeterminação, ao uso tradicional do território, às formas próprias de tomada de decisão e à proteção de saberes ancestrais.

Com base nessas diretrizes, a metodologia de levantamento de preocupações de saúde aplicada a PCT deve iniciar-se pelo reconhecimento amplo do problema por meio da análise sistemática de dados secundários. Esses dados incluem estudos anteriores realizados no âmbito do evento regional de contaminação, tais como estudos de componente indígena, componente quilombola, pesquisas conduzidas pela Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI), estudos da Fundação Cultural Palmares, investigações acadêmicas e estudos realizados por consultorias especializadas em PCT. Esse levantamento inicial é necessário para identificar lacunas de conhecimento, evitar duplicação de esforços, compreender a trajetória histórica das comunidades e mapear impactos já documentados sobre saúde, território, práticas culturais e modos de subsistência.

Após essa etapa, inicia-se o trabalho de campo, previsto como um processo dialógico que deve respeitar os tempos, os rituais e as formas próprias de comunicação de cada povo. Diferentemente de abordagens padronizadas aplicadas em populações não tradicionais, o levantamento com PCT exige sensibilidade cultural, preparação prévia da equipe técnica e adoção de metodologias participativas que valorizem os sistemas próprios de conhecimento. O objetivo dessa etapa não é apenas registrar preocupações de saúde, mas compreender como essas preocupações são vivenciadas, narradas e associadas ao território, à espiritualidade, à memória coletiva e aos modos de vida.

Nesse contexto, os estudos de ARSH-SP que sejam desenvolvidos para PCT terão como foco identificar e quantificar riscos decorrentes da exposição a substâncias químicas presentes no meio ambiente, reconhecendo que esses povos e comunidades foram diretamente e indiretamente expostos a essa contaminação. No caso de eventos regionais de contaminação, os impactos podem atingir ecossistemas, rotas tradicionais de mobilidade, fontes de água utilizadas para consumo, pesca, rituais e atividades de subsistência, além de modificar o meio físico e os recursos naturais indispensáveis à reprodução cultural dessas comunidades. Assim, o levantamento de preocupações de saúde não se limita a sintomas físicos ou agravos clínicos, mas inclui percepções sobre mudanças na qualidade da água, perda do acesso a peixes, medo do contato com a contaminação durante práticas tradicionais, ruptura de práticas culturais, segurança do alimento, restrições de deslocamento e impactos emocionais, identitários e espirituais.

É fundamental destacar que os estudos de ARSH-SP no âmbito de PCT não devem ser confundidos com Estudos de Componentes Indígenas ou Quilombolas utilizados em processos de licenciamento ambiental. Nesse caso, o objetivo da ARSH é avaliar riscos à saúde humana sob a ótica da saúde pública, considerando a especificidade cultural e territorial dos PCT. Ou seja, a ARSH para PCT integra a complexidade sociocultural dos povos tradicionais, mas mantém, simultaneamente, a estrutura técnico-científica dos estudos de risco aplicados a populações não tradicionais, conforme exigido pelo Ministério da Saúde (2010). Essa dupla dimensão, técnica e cultural, exige que a equipe técnica possua *expertise* não apenas em toxicologia, epidemiologia e meio ambiente,

mas também em antropologia, etnologia indígena, sociologia rural e direitos dos povos tradicionais.

Um aspecto fundamental da metodologia aplicada a PCT é o respeito à autonomia, assegurado pela prática da Consulta Prévia, Livre e Informada (CPLI), conforme estabelecido pela Convenção nº 169 da OIT. A CPLI garante que os povos sejam devidamente informados, em linguagem acessível e em tempo apropriado, sobre qualquer intervenção que possa afetar seus territórios, saúde ou modos de vida. No âmbito dos estudos de ARSH-SP para PCT, a CPLI é operacionalizada por meio da apresentação da Informação Técnica Preliminar (ITP), documento que detalha os objetivos, métodos, etapas e resultados esperados da pesquisa. A ITP deve ser discutida com as lideranças, que avaliam se os métodos são culturalmente adequados e se o estudo atende às demandas da comunidade em avaliação. Essa etapa é indispensável para que o estudo seja legitimado e reconhecido como representativo do pensamento coletivo da comunidade, evitando conflitos, rupturas de confiança e sobreposição com outras ações de reparação.

A identificação das lideranças e representantes comunitários, mediada pelo poder público federal, estadual e local, constitui etapa preparatória crucial. Esse contato inicial define os canais legítimos de comunicação entre a equipe técnica e a comunidade e garante que o processo seja conduzido de acordo com as formas próprias de tomada de decisão de cada PCT. O estabelecimento de vínculos de confiança é particularmente importante em territórios marcados por eventos regionais de contaminação, que intensificaram a desconfiança de muitas comunidades em relação a instituições externas.

O levantamento de preocupações de saúde direcionado a PCT tem implicações diretas para o planejamento dos estudos de ARER e, posteriormente, para a realização de estudos epidemiológicos, toxicológicos e clínicos. A partir das preocupações identificadas, tornam-se mais claras as rotas potenciais de exposição a serem investigadas, os cenários realistas de contato com contaminantes, os grupos vulneráveis dentro de cada povo e as práticas culturais que devem ser consideradas na estruturação do MCE. Como destacado pelo Ministério da Saúde (2010), essa etapa inicial é crucial para orientar investigações complementares, como estudos de acompanhamento epidemiológico, delineamento de grupos de comparação e definição de estratégias de vigilância em saúde.

4.4 Seleção de substâncias químicas de interesse (SQI)

A seleção das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) é uma das tarefas mais importantes em estudos de ARER, pois define a lista de substâncias químicas que serão utilizadas na etapa de quantificação do risco, a partir da estratégia de funil metodológico, reduzindo um conjunto amplo e heterogêneo de possíveis contaminantes, frequentemente dezenas ou centenas no contexto de eventos regionais de contaminação, a um grupo menor, composto apenas por substâncias que realmente possuem relevância toxicológica, ambiental, normativa, epidemiológica e sociocultural.

Essa seleção deve ser realizada pela integração de dados ambientais brutos, análise das características toxicológicas de cada substância, compreensão dos processos físicos, químicos e biológicos que definem o comportamento dos contaminantes no

ambiente, entendimento detalhado do uso e ocupação do solo nas regiões impactadas e, no caso de saúde pública, interpretação das preocupações de saúde das comunidades atingidas.

Sendo assim, no contexto de eventos regionais de contaminação, uma substância química inicialmente elegível para se tornar uma SQI é aquela substância química quantificada analiticamente em uma amostra de um compartimento ambiental de interesse para a ARSH, acima de seu Limite de Quantificação (LQ_{AMT}) e acima Padrão Legal Aplicável (PLA), bem como aquelas que não possuem PLA e foram quantificadas acima do LQ_{AMT}. Além das premissas descritas acima, uma substância química elegível também deve estar relacionada direta ou indiretamente com a FPC.

A seleção de SQI não deve se limitar à identificação das substâncias quantificadas analiticamente, mas deve envolver uma análise criteriosa sobre sua relevância sanitária, ecológica e social. Isso acontece porque a simples ocorrência em um compartimento ambiental de um contaminante não implica necessariamente risco concreto à saúde humana, uma vez que muitas substâncias detectadas no meio ambiente não estão associadas a caminhos de exposição reais e potenciais ou estão em concentrações irrelevantes do ponto de vista toxicológico. Por outro lado, há substâncias reconhecidamente perigosas que, embora não tenham sido quantificadas em campanhas pontuais de amostragem, devem ser mantidas na avaliação por causa da potencial exposição futura, de transformações físicas, químicas e biológicas e da possível ocorrência de remobilização no meio ambiente.

Eventos regionais de contaminação tornam a seleção de SQI mais complexa, pois determinados contaminantes podem sofrer transformações físico-químicas ao longo do tempo, resultando na geração de subprodutos potencialmente mais tóxicos ou mais biodisponíveis (para detalhes ver subitem 4.4.1) que os compostos originais. Assim, a seleção das SQI deve considerar não apenas a composição inicial da mistura ou material liberado a partir da FPC, mas também sua dinâmica de atenuação natural, interação com o meio (físico e biótico) e comportamento em médio e longo prazo. Além disso, no caso da ARSH-SP, é fundamental incorporar as preocupações de saúde e prioridades expressas pelas comunidades tradicionais e não tradicionais impactadas pelo evento regional de contaminação, pois determinados contaminantes podem adquirir relevância a partir de sintomas percebidos, relatos históricos, práticas culturais e tradicionais ou usos específicos dos recursos naturais, que não seriam captados por uma análise unicamente laboratorial.

Nesse contexto, a seleção das SQI deve ser conduzida com base em um conjunto integrado de critérios científicos que permitam identificar, com precisão e robustez metodológica, quais substâncias são relevantes para a ARSH. Esse processo exige a articulação entre diferentes fontes de informação, incluindo os resultados analíticos laboratoriais válidos, que indicarão a presença, concentração e distribuição espacial dos contaminantes nos compartimentos ambientais de interesse; os dados toxicológicos e epidemiológicos, que estabelecerão o potencial de danos à saúde e os efeitos críticos associados à exposição humana; e as informações sobre os mecanismos primários de liberação e FPC, fundamentais para se compreenderem a origem, a dinâmica, a persistência e as possíveis transformações das substâncias contaminantes. Dessa

maneira, a seleção deve ser conduzida a partir da análise de dados técnico-científicos à luz de normas regulatórias, contextos socioambientais e especificidades culturais.

A seleção das SQI deve ser conduzida de forma sistemática, tomando como referência a identificação das substâncias presentes em cada FPC e em cada FSC. Esse processo exige a aplicação de critérios analíticos e ambientais que assegurem rigor técnico e consistência metodológica. Inicialmente, será necessário consolidar a listagem das substâncias químicas detectadas em cada compartimento ambiental avaliado, como água superficial, água subterrânea, solo, sedimentos e biota, considerando os pontos amostrais onde as concentrações foram mensuradas. Para essa listagem, três critérios principais devem orientar a seleção: (i) inclusão de todas as substâncias identificadas analiticamente em concentrações acima do limite de quantificação analítica para o método e para a matriz (LQ_{AMT}), assegurando que apenas medições confiáveis sejam consideradas; (ii) considerar somente resultados analíticos laboratoriais válidos, o que pressupõe a verificação de controles de qualidade analítica e nos processos de amostragem, rastreabilidade e aceitação pelas normas vigentes conforme discutido no subitem 5.2.1 (Controle e garantia da qualidade); e (iii) priorização das substâncias cujas concentrações ultrapassam os Padrões Legais de Avaliação (PLA) estabelecidos para o respectivo compartimento ambiental de interesse.

As substâncias químicas selecionadas pela aplicação dos critérios descritos acima devem ser avaliadas de forma complementar (USEPA, 1989a) considerando os seguintes critérios adicionais de validação:

- A substância química deve possuir dados toxicológicos validados cientificamente e disponíveis para consulta em banco de dados reconhecido internacionalmente;
- A substância química deve possuir dados físico-químicos validados cientificamente e disponíveis para consulta em banco de dados reconhecido internacionalmente;
- A substância química deve possuir relação Rij/Rj (fator de risco para a substância i no meio j/fator de risco total no meio j) superior a 0,01.

Adicionalmente aos critérios de seleção de SQI descritos acima, é fundamental, no contexto de eventos regionais de contaminação, a realização da análise detalhada dos processos de bioacumulação, biodisponibilidade e bioacessibilidade, bem como a avaliação da ocorrência de nutrientes essenciais.

4.4.1 Bioacumulação, biodisponibilidade e bioacessibilidade

A bioacumulação constitui um processo pelo qual determinadas SQI são absorvidas, retidas e acumuladas progressivamente nos tecidos do corpo humano ou em espécies de relevância para a cadeia alimentar envolvida na exposição humana, como peixes. Esse acúmulo ocorre quando a taxa de entrada dessas substâncias no organismo (por ingestão, inalação ou contato dérmico) excede a taxa de eliminação metabólica ou excretória. O resultado desse fenômeno, mesmo exposições a baixas concentrações no meio ambiente, são concentrações no corpo humano exposto superiores às encontradas nos compartimentos ambientais.

A avaliação desse processo em eventos regionais de contaminação pode ser conduzida por meio da estimativa do Fator de Bioacumulação (BAF), aplicado aos

compartimentos de interesse do meio físico (sedimento, água superficial ou solo). O cálculo do BAF depende da quantificação das concentrações da SQI, tanto no organismo exposto quanto no compartimento de interesse do meio físico. Dentre outras abordagens matemáticas, o BAF pode ser obtido de forma simplificada pela aplicação da equação abaixo:

$$\mathrm{BAF} = \frac{\mathrm{C_{OE}\ (mg/kg)}}{\mathrm{C_{MF}\ (mg/kg)}}$$

onde:

C_{OE} representa a concentração da SQI no organismo exposto (tipicamente mensurada em tecidos como musculatura e fígado);

C_{MF} corresponde à concentração da mesma substância no compartimento de interesse do meio físico.

A interpretação desse indicador implica que valores de BAF superiores a 1 sugerem que não há bioacumulação relevante no organismo exposto, enquanto valores iguais ou inferiores a esse limiar indicam maior retenção da substância pelo organismo, demandando atenção no contexto da ARSH.

No caso da avaliação da bioacumulação de metais a partir da ingestão de alimentos, solo, sedimento ou particulados contaminados, uma alternativa mais complexa seria a aplicação do modelo cinético de bioacumulação Dynamic Bio Accumulation Model (DYNBAM), projetado para estimar as concentrações em organismos expostos a metais-traço ao longo do tempo, considerando a dinâmica entre taxas de absorção, eliminação, crescimento, troca metabólica e características específicas da espécie e do meio físico contaminado. O DYNBAM é um modelo biodinâmico (*biodynamic uptake/elimination models*) que calcula a bioacumulação como processo dependente do tempo, e não como fator único atemporal.

A compreensão da dinâmica de absorção, mobilização, acumulação e utilização de substâncias químicas em organismos expostos a eventos regionais de contaminação deve ser considerada como fundamental para estudos de ARER, especialmente em cenários de contaminação ambiental por metais. Nesse contexto, os conceitos de bioacessibilidade e biodisponibilidade devem ser utilizados para a compreensão da dinâmica entre a quantidade total do contaminante presente em um compartimento ambiental e a fração efetivamente capaz de produzir efeitos toxicológicos adversos à saúde humana. A utilização desses dois conceitos em estudos de ARER servirá para refinar o entendimento final do processo de bioacumulação da SQI no ser humano exposto.

A bioacessibilidade é a fração do contaminante que pode ser mobilizada a partir de um compartimento ambiental, tornando-se disponível para contato com superfícies de absorção biológica. Essa etapa depende de múltiplos fatores físico-químicos, tais

como pH, força iônica, especiação química, sorção[17] em partículas minerais, presença de matéria orgânica dissolvida e condições redox, os quais influenciam diretamente a solubilização e mobilização das espécies químicas no meio ambiente (OOMEN *et al*., 2006; RUBY *et al*., 1999).

A biodisponibilidade, por sua vez, corresponde à fração da substância bioacessível que é efetivamente absorvida e incorporada aos processos fisiológicos, metabólicos ou de armazenamento tecidual após transpor barreiras biológicas, como o epitélio gastrintestinal, respiratório ou dérmico (USEPA, 2007a). Trata-se, portanto, de um conceito mais restrito e biologicamente relevante, pois representa a parcela realmente capaz de alcançar a circulação sistêmica e, consequentemente, exercer toxicidade no ser humano exposto.

A distinção entre o que é bioacessível e o que é biodisponível é especialmente relevante no caso de metais, cujo comportamento ambiental e biológico é determinado em grande parte por sua especiação química, estado de valência, tamanho de partícula, complexação com compostos inorgânicos ou orgânicos e interações com superfícies reativas, como óxidos de ferro e manganês (JUHASZ; NAIDU, 2003; REIS *et al*., 2014).

Estudos demonstram que a concentração total de um metal no solo, no sedimento ou no alimento raramente corresponde à fração que é absorvida pelo organismo, frequentemente superestimando exposição humana (OOMEN *et al*., 2006; RUBY *et al*., 1999). Esse fenômeno ocorre porque grande parte do conteúdo total do contaminante presente nos compartimentos ambientais permanece adsorvida[18] na matriz do solo, do sedimento ou do alimento, ou em fase insolúvel, não estando acessível para superfícies de absorção biológica de seres humanos expostos. Por outro lado, mesmo pequenas frações de espécies altamente biodisponíveis, como o arsênio inorgânico, o cádmio ou o metilmercúrio, podem resultar em significativa toxicidade sistêmica, dada sua elevada eficiência de absorção e sua persistência nessas superfícies (CLARKSON; MAGOS, 2006; TCHOUNWOU *et al*., 2012). Assim, a biodisponibilidade constitui o componente-chave para a estimativa realista da dose de exposição em estudos de ARSH.

O **Framework for Metals Risk Assessment** (USEPA, 2007a) estabelece que a avaliação de risco de metais deve necessariamente considerar suas transformações físico-químicas e biológicas, uma vez que, diferentemente de compostos orgânicos, os metais não são degradados ao longo do tempo. Entretanto, podem ser transformados

[17] Conjunto de processos físico-químicos pelos quais substâncias químicas dissolvidas ou presentes em fase gasosa ou particulada se associam à superfície ou à matriz sólida de um compartimento ambiental, por mecanismos reversíveis ou irreversíveis, resultando na retenção parcial ou total dessas substâncias fora da fase móvel. Sorção química controla diretamente a mobilidade, biodisponibilidade, persistência e exposição a contaminantes nos diferentes compartimentos ambientais.

[18] Processo físico-químico pelo qual substâncias químicas presentes em fase líquida, gasosa ou particulada se acumulam e se fixam na superfície da matriz do solo, sedimento e matéria orgânica, em função de interações intermoleculares ou químicas, sem penetração significativa no interior da matriz sólida. Influência na mobilidade, biodisponibilidade, persistência e exposição de contaminantes no meio ambiente.

considerando diferentes estados de valência ou formas químicas, alterando profundamente sua mobilidade, toxicidade e potencial de bioacumulação. Esses processos controlam tanto a fração bioacessível quanto a fração biodisponível e influenciam diretamente os processos toxicocinéticos, como absorção, distribuição, metabolismo, armazenamento e excreção.

A toxicidade dos metais está frequentemente relacionada não apenas à quantidade biodisponível, mas também ao padrão de distribuição no organismo exposto. A bioacumulação pode ocorrer em tecidos que não estão associados ao órgão inicialmente exposto, pois processos de transporte em diferentes sistemas fisiológicos, afinidade química com grupos funcionais (como tiolatos e fosfatos) e dinâmica de excreção podem direcionar os metais para locais específicos, gerando efeitos toxicológicos específicos impossíveis de serem avaliados por resoluções matemáticas determinísticas simplificadas (ATSDR, 2015). Esse aspecto demonstra a necessidade de compreender simultaneamente a bioacessibilidade, a biodisponibilidade e a bioacumulação, especialmente em contextos de eventos regionais de contaminação.

Em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação, quando não existe a possibilidade da realização de ensaios *in vitro* validados, como os protocolos SBRC (DREXLER; BRATTIN, 2007), RBALP (DREXLER; BRATTIN, 2007; USEPA, 2007b), IVBA (USEPA, 2017a) ou métodos específicos recomendados pela USEPA (2017b), é recomendado que seja adotado um fator de biodisponibilidade igual a 1 (100%) (ATSDR, 2015). Caso a aplicação desse fator leve à estimativa de riscos acima dos valores considerados aceitáveis, a execução dos ensaios de biodisponibilidade torna-se obrigatória para o refinamento da análise. Essa abordagem progressiva e integrada, que articula bioacessibilidade, biodisponibilidade e bioacumulação, está alinhada às melhores práticas globais em avaliação de risco de metais em áreas contaminadas e se mostra particularmente necessária em cenários de alta complexidade ambiental, como eventos regionais de contaminação.

4.4.2 Avaliação de nutrientes essenciais

A ARER requer a identificação precisa das SQI relevantes para o cálculo quantitativo de risco, distinguindo aquelas que possuem potencial toxicológico significativo daquelas cuja presença em compartimentos ambientais não implica risco real à saúde humana. Nesse contexto, a USEPA (1989a) estabelece, no subitem "5.9.4 Evaluate Essential Nutrients", critérios específicos para a exclusão de determinados elementos durante o processo de seleção de SQI.

De acordo com essa diretriz, nutrientes essenciais que atendam simultaneamente às seguintes condições não necessitam ser incorporados ao cálculo quantitativo de risco:

i. substâncias reconhecidas como nutrientes essenciais ao organismo humano, desempenhando funções metabólicas ou fisiológicas indispensáveis;
ii. substâncias presentes no ambiente em baixas concentrações, apenas ligeiramente superiores aos níveis naturais de sua ocorrência; e
iii. substâncias cuja toxicidade manifesta-se somente em doses substancialmente elevadas, muito superiores àquelas passíveis de serem

atingidas por meio dos caminhos de exposição válidos para quantificação do risco.

A lógica subjacente a essa recomendação é a de que a simples detecção ambiental de um nutriente essencial não implica, por si só, um risco à saúde humana, uma vez que o organismo humano apresenta mecanismos fisiológicos eficientes para regular sua absorção, utilização e excreção. Elementos como ferro, zinco, cobre, manganês e selênio ilustram esse princípio, pois são indispensáveis à homeostase celular, atuando em processos enzimáticos, imunológicos e metabólicos, e, portanto, possuem faixas de ingestão seguras e relativamente amplas. Assim, pequenas variações de concentração presentes nos compartimentos ambientais, dentro ou ligeiramente acima da faixa natural de ocorrência, não resultariam em níveis de exposição capazes de exceder os limiares toxicológicos conhecidos, desde que não ultrapassem valores associados a ingestões supranutricionais ou tóxicas.

Além disso, a USEPA (1989a) entende que a toxicidade desses nutrientes é dose-dependente, ocorrendo apenas quando são ingeridos em quantidades que excedem substancialmente as necessidades fisiológicas ou os mecanismos homeostáticos de regulação. Como os cenários típicos de exposição (por exemplo, ingestão incidental de solo, contato dérmico ou uso da água) geralmente não atingem essas quantidades, a inclusão desses nutrientes em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação poderia produzir estimativas não realistas ou artificialmente conservadoras do risco calculado.

Nesse contexto, a USEPA (1989a) orienta que apenas nutrientes essenciais que se encontrem em níveis elevados no meio ambiente, em formas químicas que aumentem significativamente sua biodisponibilidade, ou que possam resultar em doses superiores às faixas seguras de exposição devem ser considerados para a avaliação quantitativa do risco. Caso contrário, sua análise deve restringir-se à etapa qualitativa da avaliação, uma vez que sua presença, em níveis próximos aos naturais, não contribui para incremento significativo do risco à saúde humana.

4.5 Elaboração do modelo conceitual de exposição

O Modelo Conceitual de Exposição (MCE) em escala regional caracteriza-se por ser uma matriz lógica por meio da qual se organizam, de maneira sistemática e integrada, as relações entre fontes de contaminação, mecanismos de liberação, processos de transporte, compartimentos ambientais, pontos de exposição (ver subitem 4.5.2.3), vias de ingresso e receptores humanos. Sua elaboração implica não apenas a identificação dos componentes ambientais envolvidos, mas também a compreensão das interações entre fatores físico-químicos, biológicos, sociais e territoriais que determinam a ocorrência e a magnitude da exposição humana a substâncias químicas potencialmente tóxicas associadas a eventos regionais de contaminação.

A construção de um MCE robusto depende da síntese crítica das evidências empíricas e científicas disponíveis, integrando informações ambientais, dados toxicológicos, marcos normativos e percepções das comunidades tradicionais e não tradicionais impactadas.

O MCE também cumpre um papel essencial na gestão das incertezas, quando aborda o que é conhecido, o que é parcialmente conhecido e o que ainda não se sabe,

definindo dessa forma prioridades de investigação, orientando a coleta de dados adicionais e promovendo transparência no processo de avaliação. Essa função é particularmente importante em eventos regionais de contaminação, em que múltiplos processos de remobilização, adsorção, ressuspensão e transformação dos contaminantes podem ocorrer simultaneamente, gerando cenários complexos, dinâmicos e incertos.

Em eventos regionais de contaminação, nos quais a dinâmica da contaminação apresenta comportamento espacialmente heterogêneo, temporalmente variável e frequentemente não linear, o MCE torna-se ainda mais essencial, permitindo mapear a complexidade dos processos e transformações ambientais após o evento. Ele estabelece a base metodológica sobre a qual todas as demais etapas da ARSH serão desenvolvidas.

O MCE constitui a estrutura analítica fundamental de estudos de ARSH. Segundo a USEPA (2001), esse funciona como "a narrativa da exposição", reconhecendo que a exposição humana é um processo complexo que envolve interações permanentes entre contaminantes, compartimentos ambientais e atividades humanas. A OMS (1999) reforça que o MCE é mais do que um esquema ilustrativo, é um modelo interpretativo e normativo que explicita hipóteses e orienta o raciocínio científico. No Brasil, documentos como o **Manual de Áreas Contaminadas** da CETESB (2023) e a norma da ABNT para desenvolvimento de estudo de ARSH em áreas contaminadas (ABNT, 2013) situam o MCE como instrumento dinâmico, revisado continuamente, conforme novos dados são produzidos. Seu propósito é estruturar a lógica de exposição, justificar a relevância de cada caminho e orientar decisões técnicas e gerenciais. Ele articula, portanto, ciência ambiental, saúde pública, toxicologia, epidemiologia e ciências sociais em uma única plataforma conceitual.

Assim, o MCE não deve ser compreendido como um produto estático, mas como um instrumento dinâmico, continuamente aperfeiçoado à medida que novas informações são incorporadas, permitindo o refinamento progressivo das hipóteses de exposição e o aprimoramento das medidas de intervenção para remediação e reabilitação ambiental (ARSH-MA), bem como das estratégias de vigilância e mitigação em saúde pública (ARSH-SP).

4.5.1 Princípios científicos para estruturação do MCE para ARER

A construção do MCE fundamenta-se em um conjunto de princípios científicos que definem sua coerência, sua capacidade explicativa e sua utilidade para estudos de ARSH. Esses princípios garantem que o modelo não seja apenas uma representação gráfica simplificada, mas uma estrutura analítica robusta, capaz de integrar conceitos, relações causais, processos dinâmicos e incertezas inerentes à exposição humana em eventos regionais de contaminação.

O primeiro princípio é o da causalidade ambiental, segundo o qual o MCE deve explicitar a relação direta ou indireta entre fontes de contaminação, seus mecanismos de liberação e os caminhos que conduzem à exposição humana. Esse princípio estabelece a base para a caracterização as fontes primárias como estruturas físicas e materiais que contêm e liberam substâncias químicas e identifica as fontes secundárias relacionadas aos processos de transporte, deposição, transformação físico-química e biológica e mobilização ambiental. A causalidade, neste contexto, não é linear, pois

envolve múltiplas interações, retroalimentações, incertezas e efeitos espaciais e temporais diferenciados.

O segundo princípio é o da plausibilidade toxicológica, que estabelece que somente caminhos de exposição compatíveis com mecanismos reconhecidos de toxicidade devem ser considerados. Isso implica considerar evidências provenientes de estudos experimentais, dados epidemiológicos, perfis toxicológicos e avaliações de agências internacionais como CETESB, USEPA, ATSDR e OMS. A plausibilidade toxicológica também incorpora a compreensão das diferenças entre risco potencial e risco real, indicando que a presença de um contaminante no ambiente não implica necessariamente risco à saúde humana, a menos que exista um caminho real ou potencial de exposição e uma dose de exposição significativa.

O terceiro princípio é o da coerência espacial e territorial, que exige que o modelo represente adequadamente a distribuição espacial dos contaminantes, as características físicas, biológicas e geoquímicas dos compartimentos ambientais de interesse e a forma como populações humanas interagem com esses territórios. Esse princípio é especialmente relevante em áreas impactadas por eventos regionais de contaminação, onde a deposição de contaminantes ocorre de forma irregular, formando mosaicos ambientais complexos. A coerência espacial garante que os caminhos de exposição sejam representados de forma realista, considerando declividades, proximidades de corpos hídricos, áreas de deposição, usos do solo e padrões de deslocamento humano (fluxo populacional).

O quarto princípio é o da integração social, que reconhece que a exposição humana não é apenas resultado de processos ambientais, mas também de práticas culturais, atividades tradicionais, atividades produtivas, modos de vida, percepções de risco e vulnerabilidades socioeconômicas. Assim, o MCE deve integrar informações obtidas diretamente com as comunidades impactadas, incluindo hábitos alimentares, uso de recursos naturais, tradições locais e desigualdades ambientais. Essa integração, no contexto da saúde pública, ressignifica o MCE como instrumento construído não apenas a partir da ciência ambiental, mas também do diálogo com as comunidades impactadas pelo evento regional de contaminação.

Por fim, o quinto princípio é o da precaução e proteção à saúde, que orienta o MCE a considerar cenários plausíveis mesmo diante de incertezas ou lacunas de dados, com o objetivo de garantir a proteção das populações vulneráveis. Esse princípio é especialmente reconhecido em normativas brasileiras, como o Ministério da Saúde (2010) e a CETESB (2014, 2023), que recomendam que o modelo sempre considere hipóteses conservadoras na ausência de evidências conclusivas.

4.5.2 Cenários de exposição

Em eventos regionais de contaminação, o MCE assume importância ampliada e estratégica. Essa ampliação ocorre porque os processos de liberação, transporte e deposição de contaminantes se intensificam, tornam-se mais heterogêneos, e frequentemente escapam dos padrões previstos em condições ambientais normais.

Esses eventos podem gerar misturas e material contaminante com fluxo de deslocamento com alta energia, com grande capacidade de transporte, destruição e remobilização de substâncias químicas, alterando de forma brusca e massiva a

geomorfologia, a hidrodinâmica e a composição dos compartimentos ambientais ao longo de dezenas de quilômetros. Sendo assim, o fluxo de alta energia de deslocamento gerado por esses eventos, vai gerar múltiplas FSC, redistribuir metais e outros contaminantes ao longo da região atingida e provocar mudanças profundas nas práticas de vida das comunidades impactadas.

A composição dos cenários de exposição que vão constituir o MCE deve ser desenvolvida com objetivo de identificar as condições específicas sob as quais seres humanos entram, ou podem vir a entrar, em contato com substâncias químicas presentes no ambiente. Em termos conceituais, os cenários de exposição representam construções técnico-científicas fundamentadas na integração entre processos ambientais, mecanismos físico-químicos de transporte, características dos contaminantes, propriedades dos compartimentos ambientais e, sobretudo, práticas humanas e vulnerabilidades sociais. Essa integração forma um arcabouço coerente que permite compreender, estimar e modelar o risco associado às diversas situações em que o receptor humano está exposto.

Conforme descrito pela USEPA (1989a), ATSDR (2022) e OMS (1999), a exposição humana não pode ser compreendida apenas a partir da identificação de contaminantes e de suas concentrações ambientais, sendo essa o resultado de uma cadeia causal composta por múltiplos elementos interdependentes: as fontes de contaminação, os mecanismos de liberação, os processos de transporte e transformação dos contaminantes no meio físico, os compartimentos ambientais de interesse, os pontos concretos de contato entre seres humanos e a contaminação (Pontos de Exposição – PDE), as vias fisiológicas (Vias de Ingresso) pelas quais os contaminantes ingressam no organismo e as características biológicas, comportamentais e sociais das populações impactadas. No Brasil, as Diretrizes do Ministério da Saúde (2010) consolidam essa mesma perspectiva, ampliando-a para incorporar determinantes sociais, modos de vida, práticas culturais (tradicionais ou não) e vulnerabilidades específicas.

Nesse contexto, para o desenvolvimento adequado de um MCE para eventos regionais de contaminação, é fundamental estruturar os caminhos de exposição que ocorrem ou podem ocorrer na região impactada, a partir da definição clara das fontes primárias e secundárias de contaminação, dos compartimentos ambientais de interesse, dos pontos de exposição, das vias de ingresso e dos receptores humanos.

4.5.2.1 Fontes primárias de contaminação

O primeiro passo para a composição dos cenários de exposição é a identificação e caracterização das Fontes Primárias de Contaminação (FPC). A USEPA (USEPA, 1989a, 2014a) define fonte primária como o local ou estrutura onde o contaminante se encontrava originalmente antes de ser liberado para o meio ambiente. Em eventos regionais de contaminação, a fonte primária estará associada a grandes estruturas de contenção, armazenamento e tratamento, como barragens de rejeitos industriais, pilhas de estéril do processo mineral, barragens de rejeito de mineração, lixões, aterros industriais e domésticos, as quais, a partir do mecanismo primário de liberação, liberaram para o meio ambiente grandes quantidades de misturas químicas industriais, efluentes industriais, domésticos e biológicos, rejeitos gerados a partir do processo de mineração, drenagem ácida, entre outras misturas e materiais contaminantes. Processos

industriais não controlados ou com poucos controles ambientais também configuram FPC, que podem contaminar regionalmente o meio ambiente por grandes períodos. A mistura ou o material liberado, Mistura Contaminante Primária (MCP), constitui a massa inicial de substâncias químicas que se torna disponível para transporte, dispersão, deposição e interação com diferentes compartimentos ambientais. Somam-se à massa inicial, as substâncias químicas presentes nos compartimentos do meio físico, naturais ou antrópicas, que são remobilizadas pelo deslocamento dessa massa.

O mecanismo primário de liberação não apenas disponibiliza a massa inicial contaminante para o meio ambiente, mas também determina a energia inicial, o alcance geográfico e o padrão de dispersão do contaminante, capazes de desencadear processos hidrossedimentares intensos, erosão maciça, remobilização profunda de solos e sedimentos, e formação imediata de novos depósitos de contaminação ao longo da região impactada. Sendo assim, o deslocamento da MCP ao longo da região impactada, considerando a variação da energia de deslocamento dessa massa, irá gerar uma segunda mistura contaminante, constituída por solo-sedimento-detritos remobilizados e incorporados à MCP, chamada de Mistura Contaminante Secundária (MCS).

Tomando como base os conceitos apresentados no capítulo 2 (EVENTOS REGIONAIS DE CONTAMINAÇÃO), no contexto de eventos regionais de contaminação, a FPC deve ser conceitualmente definida tanto pelo local de contenção inicial como pela MCP depositada ao longo da região impactada. A MCP associada à FPC, em função da energia de fluxo, pode ser depositada a grandes distancias do local onde ocorreu o mecanismo primário de liberação, sem transformações químicas relevantes estabelecidas por processos de degradação dessa massa contaminante original. Nesse caso, será importante a caracterização detalhada desses depósitos espaçados (DEM), haja vista que podem representar a composição da massa inicial associada à FPC deslocada regionalmente. Sendo assim, a FPC poderá estar relacionada tanto ao local ou à estrutura que conteve o contaminante antes do mecanismo primário de liberação ocorrer, quanto à MCP não degradada depositada em DEM a grandes distâncias ao longo da região contaminada.

No momento da identificação e caracterização das FPC, bem como do mecanismo primário de liberação, será importante considerar uma abordagem conservadora, de forma a garantir que nenhuma substância relevante, associada diretamente a MCP ou a MCS, seja excluída da conceituação inicial.

4.5.2.2 Fontes secundárias de contaminação

O componente seguinte para a definição dos cenários de exposição é o conjunto das Fontes Secundárias de Contaminação (FSC). Esses elementos, conforme descrito pela USEPA (2014a) e CETESB (2023), correspondem a compartimentos do meio físico que passam a conter contaminantes após processos de deposição, infiltração, dissolução, adsorção, sedimentação ou ressuspensão. Em muitos casos, as fontes secundárias são mais importantes para a exposição humana de longo prazo do que a própria FPC, pois constituem reservatórios persistentes de contaminantes, sujeitos a remobilização sazonal, transferência de massa intra e inter meios, bem como interação contínua com as populações expostas.

Como possíveis FSC que devem ser avaliadas para compor cenários de exposição em eventos regionais de contaminação podem ser elencadas a contaminação presente em sedimentos superficiais e subsuperficiais, em solos superficiais e subsuperficiais, em águas superficiais, subterrâneas e intersticiais (presente na matriz do solo) e no particulado atmosférico.

4.5.2.2.1 Mecanismos de transporte e transformação

O entendimento da dinâmica de transporte e transformação do contaminante no meio físico é fundamental para o desenvolvimento adequado de cenários de exposição em contextos de eventos regionais de contaminação.

Os mecanismos secundários incluem processos físicos, químicos e biológicos que redistribuem o contaminante no espaço e no tempo. A USEPA (2004a) caracteriza esses mecanismos como determinantes da mobilidade e da biodisponibilidade das substâncias químicas no meio físico contaminado. Processos físicos, como erosão, sedimentação, ressuspensão, transporte em suspensão, infiltração e percolação, definem o movimento do contaminante entre solo, sedimentos, ar atmosférico, água superficial e água subterrânea. Processos químicos, incluindo adsorção e dessorção[19], reações de oxirredução, complexação orgânica e precipitação, vão influenciar a forma química e a disponibilidade ambiental das substâncias químicas contaminantes, podendo aumentar ou reduzir sua toxicidade. Processos biológicos, como bioacumulação, bioturbação e biomagnificação (ver subitem 4.5.2.2.1.3), podem modificar a concentração de contaminantes na biota e em alimentos consumidos por seres humanos. A OMS (1999, 2009a) e a ATSDR (2015) enfatizam que a compreensão desses mecanismos é essencial para determinar se um cenário é plausível, provável ou negligenciável.

A ocorrência desses processos em contextos regionais de contaminação reforçam a necessidade de abordagens interdisciplinares, que integrem geoquímica, química, toxicologia e ecotoxicologia, biologia aquática e terrestre, saúde coletiva e ciências sociais, a fim de produzir diagnósticos precisos e propor medidas de proteção adequadas às populações expostas.

4.5.2.2.1.1 Processos físicos

O processo de erosão é um dos principais mecanismos de mobilização de partículas e contaminantes no meio ambiente. Consiste no desprendimento, na desagregação e no deslocamento de materiais sólidos, como solo e sedimentos, provocado pela ação de agentes hidrodinâmicos, atmosféricos ou gravitacionais. Em ambientes fluviais impactados por eventos regionais de contaminação, a erosão é intensificada devido à remoção abrupta de material superficial e subsuperficial, expondo

[19] Processo físico-químico pelo qual substâncias químicas previamente adsorvidas ou sorvidas às superfícies de matrizes ambientais solidas são liberadas novamente para a fase líquida, gasosa ou particulada, tornando-se potencialmente móveis, biodisponíveis e passíveis de exposição ambiental e humana. Representa a reversibilidade total ou parcial dos processos de adsorção e explica como contaminantes previamente retidos podem retornar à fase disponível, reativando processos de exposição.

novas camadas ao processo erosivo. A erosão é um mecanismo fundamental para a formação e renovação de FSC, influenciando diretamente a persistência dos cenários de exposição.

A sedimentação, por sua vez, constitui o processo complementar à erosão, representando a deposição de partículas transportadas pelos fluxos de água ou pelo vento. Em sistemas hidrográficos, a sedimentação ocorre quando a energia do fluxo diminui, permitindo que partículas de diferentes granulometrias se depositem em calhas, margens, planícies aluvionares e ambientes lênticos. No contexto da ARER, a sedimentação tem importância dupla, atuando como mecanismo de remoção temporária de contaminantes da coluna de água, incorporando-os ao compartimento sedimentar e transformando os sedimentos em compartimentos de retenção e, potencialmente, em FSC de longo prazo.

A sedimentação não implica imobilização definitiva dos contaminantes. Processos hidrodinâmicos, turbulência e mudanças sazonais podem promover a ressuspensão, caracterizada pela reintrodução de partículas previamente depositadas de volta à coluna de água. A ressuspensão é particularmente relevante em grandes sistemas fluviais sujeitos a variações de vazão, onde eventos de cheia, ventos, navegação ou até atividades antropogênicas (como travessias ou uso de embarcações) podem mobilizar novamente sedimentos contaminados. A ATSDR (2015) descreve a ressuspensão como um dos principais processos de reativação de cenários de exposição, pois aumenta temporariamente a concentração de contaminantes na fase particulada da coluna de água, ampliando a probabilidade de contato humano por ingestão acidental, consumo de peixes ou recreação. A USEPA (2004a) também destaca que a ressuspensão expõe comunidades ribeirinhas a "picos transitórios" de contaminação, que podem não ser capturados por programas de monitoramento convencionais.

A ressuspensão está intimamente associada ao transporte em suspensão, mecanismo responsável pela movimentação de partículas finas, como siltes, argilas e material coloidal[20] na coluna de água. Essas partículas apresentam capacidade elevada de adsorção de metais e outros contaminantes, tornando-se vetores de transporte de longa distância. Segundo a USEPA (2014a), o transporte em suspensão é um dos principais mecanismos de dispersão regional de contaminantes em sistemas fluviais. Em eventos regionais de contaminação a proporção de partículas finas é extremamente elevada, conferindo grande capacidade de transporte, mesmo em trechos com baixa energia hidráulica. O transporte em suspensão amplia a possível área de ocorrência da exposição, pois pode levar contaminantes a comunidades que não se encontram diretamente na área de deposição primária, mas que interagem com margens de rios ou utilizam água superficial para consumo, irrigação ou atividades domésticas.

[20] Conjunto de partículas sólidas, líquidas ou macromoleculares dispersas em um meio contínuo (geralmente aquoso ou gasoso), com dimensões intermediárias entre moléculas dissolvidas e partículas sedimentáveis, tipicamente na faixa de aproximadamente 1 nm a 1 µm, que apresentam estabilidade cinética suficiente para permanecerem em suspensão por longos períodos. Atuam como vetores de transporte, retenção e remobilização de contaminantes em diferentes compartimentos ambientais.

Enquanto erosão, sedimentação, ressuspensão e transporte em suspensão atuam predominantemente na interface água-solo-sedimento, os processos de infiltração e percolação definem a mobilidade vertical de contaminantes no perfil do solo e seu potencial de atingir a água subterrânea. A infiltração refere-se ao processo de entrada da água, juntamente com contaminantes dissolvidos ou particulados, na superfície do solo, movendo-se para camadas subsuperficiais. Esse processo é influenciado por características como textura, estrutura, densidade, compactação, porosidade e teor de matéria orgânica do solo. Em condições de solos saturados ou de elevada permeabilidade, contaminantes dissolvidos podem infiltrar-se rapidamente, enquanto partículas finas podem ser filtradas ou retidas nas camadas superficiais. A USEPA (1989a) destaca que a infiltrabilidade controla a conectividade entre solos superficiais contaminados e a zona não saturada, influenciando o potencial de contaminação da água subterrânea.

A percolação consiste no movimento descendente do contaminante pela zona não saturada, impulsionado por forças gravitacionais e gradientes hidráulicos, até eventualmente atingir a zona saturada. O processo é mais lento e dependente de fatores microestruturais do solo, como tortuosidade, continuidade de poros e capacidade de troca catiônica. A literatura internacional demonstra que contaminantes metálicos fortemente adsorvidos, como ferro e alumínio, tendem a ter baixa mobilidade vertical, enquanto outros metais, como manganês e arsênio, podem percolar com maior facilidade em condições redutoras ou em solos com baixa capacidade adsortiva. A CETESB (2014, 2023) ressalta que a percolação é um dos mecanismos mais relevantes na formação de plumas de contaminação na água subterrânea, expondo especialmente poços rasos utilizados para consumo humano ou dessedentação de animais.

Assim, os processos de erosão, sedimentação, ressuspensão, transporte em suspensão, infiltração e percolação formam um sistema dinâmico e integrado que determina a mobilidade, a persistência e a biodisponibilidade de contaminantes no ambiente. Esses processos, ao redistribuir espacialmente a contaminação e ao alterar suas fases (adsorvida, dissolvida ou particulada), influenciam a formação e a manutenção dos cenários de exposição humana e, portanto, são essenciais para a composição do MCE em eventos regionais de contaminação. A robustez da ARER depende da compreensão detalhada desses mecanismos, pois eles definem se um contaminante estará disponível para ingestão, inalação ou contato dérmico, bem como sua probabilidade de atingir populações vulneráveis, influenciando diretamente o cálculo do risco e a tomada de decisões quanto à remediação ambiental e a ações de saúde pública.

4.5.2.2.1.2 Processos químicos

A adsorção é o processo físico-químico por meio do qual íons, moléculas ou partículas presentes em solução (água superficial, subterrânea ou intersticial e ar) se fixam na superfície de sólidos, geralmente grãos de solo, sedimentos, minerais argilosos ou matéria orgânica particulada. Trata-se de um processo de interface que ocorre na fronteira entre as fases sólido-líquido ou sólido-gás, influenciando a retenção temporária ou prolongada de substâncias químicas em compartimentos do meio físico. A adsorção representa um dos principais mecanismos de atenuação natural para diversos metais e contaminantes orgânicos, reduzindo sua mobilidade no ambiente e retardando seu

transporte para outros compartimentos. Do ponto de vista geoquímico, a adsorção pode ser subdividida em adsorção física (fisissorção) e adsorção química (quimissorção). A fisissorção ocorre por forças intermoleculares fracas, como interações de Van der Waals, e é tipicamente reversível e sensível à temperatura. Já a quimissorção envolve a formação de ligações químicas mais fortes, como ligações covalentes ou complexação superficial, o que confere maior energia de ligação e menor reversibilidade. A presença de minerais argilosos (como esmectitas, ilitas e caulinita), óxidos de ferro e alumínio (goethita, hematita, gibbsita) e matéria orgânica no solo e nos sedimentos tende a aumentar significativamente a capacidade adsortiva do meio. De acordo com a USEPA (2004a), a adsorção depende de fatores como pH, potencial redox (Eh), força iônica, temperatura, composição mineralógica e presença de ligantes concorrentes. Essa característica remete o sedimento e o solo à posição de principais FSC, gerando cenários de exposição de longo prazo decorrentes da liberação gradual de contaminantes adsorvidos. Do ponto de vista da ARSH, a adsorção reduz temporariamente a biodisponibilidade dos contaminantes, mas não os elimina do ambiente. A OMS (2009a) enfatiza que, embora contaminantes adsorvidos não estejam imediatamente disponíveis para ingestão ou inalação, eles podem ser dessorvidos posteriormente, especialmente em condições ambientais específicas, reativando caminhos de exposição. Assim, a adsorção deve ser interpretada como processo de retenção dinâmica, e não de imobilização definitiva.

A dessorção é o processo inverso da adsorção, caracterizado pela liberação de íons ou moléculas previamente fixados na superfície de partículas sólidas para a fase líquida ou gasosa. Em termos ambientais, a dessorção representa o mecanismo por meio do qual contaminantes retidos no solo, em sedimentos ou em poeiras tornam-se novamente móveis, podendo deslocar-se entre compartimentos do meio físico, alterar sua biodisponibilidade e, consequentemente, influenciar a exposição humana. A dessorção ocorre quando condições ambientais, como pH, Eh, força iônica, presença de agentes complexantes ou mudanças físicas no meio, favorecem a quebra das ligações entre contaminantes e superfícies sólidas. A USEPA (1999, 2014a) descreve a dessorção como um processo altamente dependente de fatores ambientais, não linear e muitas vezes irreversível quando envolve quimissorção. Entretanto, em ambientes sujeitos a oscilações hidrológicas, variações sazonais e pulsos extremos (cheias, estiagens, ressuspensão, erosão de margens), a dessorção pode ser intensificada, especialmente para metais associados a partículas finas ou matéria orgânica particulada. Na ARSH, a dessorção está diretamente relacionada à reativação de cenários de exposição que haviam sido considerados controlados ou de baixa relevância. A CETESB (2023) enfatiza que, mesmo em baixas concentrações dissolvidas em água superficial, processos de dessorção podem gerar pulsos agudos de exposição, fenômeno particularmente crítico em populações ribeirinhas ou que utilizam água superficial para consumo, recreação, preparação de alimentos ou irrigação.

Os processos de adsorção e dessorção determinam se um contaminante permanece retido e relativamente estável em um compartimento do meio físico ou se ele se torna disponível para novos caminhos de transporte e, eventualmente para as vias de ingresso ingestão, inalação ou contato dérmico. Assim, esses processos são responsáveis pela existência e persistência de FSC, especialmente em solos, sedimentos

e poeiras, que podem permanecer contaminados por anos ou décadas após o evento regional de contaminação.

As reações de oxirredução (reações redox), constituem talvez o conjunto mais importante de processos químicos no contexto de mobilidade de metais. Essas reações envolvem a transferência de elétrons entre espécies químicas, resultando em mudanças em seu estado de oxidação, o que altera profundamente sua solubilidade, reatividade e afinidade por superfícies minerais. O Eh, associado ao pH e à composição mineralógica, determina quais espécies químicas predominam em dado ambiente. Em sistemas fluviais e sedimentares, especialmente aqueles sujeitos à deposição intensa de matéria orgânica, são comuns condições redutoras que favorecem a solubilização ou a imobilização de metais específicos. Por exemplo, em ambientes oxidantes, o ferro tende a precipitar como hidróxidos, conferindo elevada capacidade de adsorção a sedimentos, contudo, em condições redutoras, esses hidróxidos podem dissolver-se, liberando novamente íons metálicos para a solução. O comportamento redox do manganês é particularmente relevante em ambientes impactados por rejeitos de mineração, uma vez que a transição entre estados de oxidação Mn (II) e Mn (IV) altera drasticamente sua mobilidade. O arsênio, quando associado a oxi-hidróxidos de ferro, pode ser reativado para a fase dissolvida sob condições redutoras, tornando-se biodisponível e potencialmente tóxico para a biota e para seres humanos.

Em áreas impactadas por eventos regionais de contaminação associados à deposição maciça de MCP, MCS e sedimentos, e sua subsequente interação com ambientes alagadiços, várzeas e planícies de inundação, ocorre a intensificação dos ciclos redox. Depósitos ricos em matéria orgânica geram zonas anóxicas que favorecem a redução de hidróxidos metálicos, aumentando a liberação de ferro, manganês e outros metais. Esse fenômeno pode ocorrer mesmo anos após o evento, evidenciando que a oxirredução possui papel crítico na manutenção de FSC e na reativação de cenários de exposição previamente controlados.

Outro processo de grande relevância é a complexação orgânica, que consiste na interação de metais com ligantes orgânicos presentes no solo, na água ou na matéria orgânica particulada. Esses ligantes podem incluir ácidos húmicos e fúlvicos, proteínas, polissacarídeos, fragmentos de biomassa vegetal e microrganismos. A complexação pode aumentar ou diminuir a mobilidade dos metais, dependendo do tipo de complexo formado. Complexos solúveis, por exemplo, aumentam a mobilidade, facilitando o transporte de metais através da coluna de água e potencialmente favorecendo sua infiltração até a água subterrânea. Complexos insolúveis, por outro lado, tendem a precipitar ou aderir a partículas sólidas, reduzindo a mobilidade imediata, mas podendo formar reservatórios de contaminantes de liberação lenta. Ligantes orgânicos podem tanto mascarar a toxicidade de metais, reduzindo sua biodisponibilidade, quanto promover sua mobilidade, ampliando a área de exposição humana. A complexação orgânica influenciará também a especiação metálica, isto é, a forma química específica em que os metais ocorrem, o que afeta diretamente sua absorção por peixes, plantas, animais e seres humanos.

Em eventos regionais de contaminação, a complexação orgânica tem papel central devido à intensa interação entre os sedimentos ricos em óxidos metálicos e a matéria orgânica transportada pelos rios impactados. As margens vegetadas, várzeas e

áreas de agricultura familiar e extensiva fornecem grandes quantidades de compostos orgânicos que podem formar complexos com metais presentes na MCP da FPC e MCS.

A OMS (2009a) indica que complexos orgânicos solúveis podem atravessar barreiras fisiológicas com maior facilidade, tornando-se relevantes para a via de ingestão por meio da água e da biota aquática. Nesse sentido, processos de complexação devem ser considerados na estimativa de doses de exposição, especialmente em vias como ingestão de água superficial, ingestão de peixes e ingestão incidental de sedimentos.

A precipitação consiste na formação de fases sólidas a partir de substâncias dissolvidas em solução. A precipitação ocorre quando a concentração de íons metálicos excede sua solubilidade, levando à formação de compostos sólidos como hidróxidos, carbonatos, sulfetos e fosfatos metálicos. Esse processo reduz a fração dissolvida dos contaminantes, o que, em princípio, diminui sua biodisponibilidade imediata. No entanto, a precipitação não implica necessariamente imobilização permanente. Fases precipitadas podem ser instáveis e suscetíveis à redissolução em condições ambientais distintas. Em ambientes com flutuações de pH ou Eh, depósitos de precipitados metálicos podem se dissolver novamente, reintroduzindo contaminantes à fase dissolvida e ativando processos de dessorção e ressuspensão. Ciclos repetidos de precipitação e redissolução são especialmente frequentes em sistemas fluviais sujeitos a eventos extremos ou variações sazonais severas. A precipitação está intimamente associada à mineralogia dos sedimentos. Hidróxidos de ferro e alumínio têm alta capacidade de incorporar ou coprecipitar metais como arsênio, cromo, manganês e níquel. Contudo, sob condições redutoras, comuns em ambientes alagados, esses hidróxidos podem se desestabilizar, liberando metais previamente precipitados. Esse processo explica por que sedimentos contaminados podem funcionar como FSC lentas e persistentes para a exposição humana, mesmo que concentrações dissolvidas na água superficial sejam momentaneamente baixas. Em eventos regionais de contaminação, a precipitação desempenha papel importante no comportamento de metais ao longo do tempo. A deposição da MCP associada a FPC e da MCS cria sistemas geoquímicos temporariamente saturados, nos quais metais como ferro e manganês se precipitam rapidamente. Entretanto, a interação com águas ricas em matéria orgânica, processos redox e ciclos hidrológicos intensos promovem sucessivas fases de dissolução e reprecipitação, modulando a mobilidade dos contaminantes. Esse comportamento dinâmico reforça a necessidade de considerar a precipitação como processo parcial e reversível, capaz de influenciar diretamente a formação e a evolução de cenários de exposição.

Assim, as reações de oxirredução, a complexação orgânica e os processos de precipitação formam um sistema químico integrado no qual contaminantes são transformados, redistribuídos e disponibilizados ao longo do tempo. Esses processos, combinados com os processos físicos previamente descritos, estruturam a base do MCE para eventos regionais de contaminação. A capacidade de um contaminante permanecer adsorvido, precipitado ou complexado define sua fase ambiental, sua mobilidade entre compartimentos e sua probabilidade de entrar no organismo humano por ingestão, inalação ou contato dérmico.

Cenários de exposição robustos só podem ser construídos quando os processos químicos são considerados de forma integrada, reconhecendo que a mobilidade e a biodisponibilidade dos contaminantes são condições dinâmicas, influenciadas por múltiplos fatores ambientais, hidrológicos e geológicos.

4.5.2.2.1.3 Processos biológicos

A dinâmica de contaminantes no meio ambiente não é determinada apenas pelos processos físicos, químicos e hidrológicos que controlam sua mobilidade no meio físico. Em ecossistemas aquáticos, terrestres e de transição, organismos vivos desempenham papel essencial na modulação da distribuição e da disponibilidade de substâncias químicas, influenciando diretamente a exposição humana por meio da cadeia alimentar, do contato com sedimentos remobilizados e da acumulação de contaminantes em tecidos biológicos. Entre os processos biológicos mais relevantes para a ARSH, destacam-se a bioacumulação, a bioturbação e a biomagnificação. Esses mecanismos biológicos, amplamente descritos pela USEPA (2000a, 2004a, 2014a), nos documentos da OMS (1999, 2009a) e nos perfis toxicológicos da ATSDR (2015), são fundamentais para compreender a persistência e a circulação dos contaminantes em regiões impactadas, especialmente aqueles associados a eventos regionais de contaminação.

A bioacumulação consiste na incorporação progressiva de substâncias químicas por organismos vivos, seja por meio da absorção direta do meio (água, solo, sedimentos), seja por meio da ingestão de alimentos contaminados. Trata-se de um processo no qual a concentração do contaminante nos tecidos de um organismo excede aquela encontrada no ambiente, devido ao balanço entre absorção, distribuição, metabolismo, armazenamento e excreção. A bioacumulação ocorre porque muitos contaminantes, especialmente metais persistentes, como mercúrio, cádmio, chumbo, arsênio, manganês e níquel, apresentam baixa taxa de excreção e alta afinidade por tecidos biológicos, acumulando-se gradualmente ao longo do tempo. A USEPA (2000a, 2014a) observa que a bioacumulação é governada por propriedades químicas específicas, como hidrofilia ou lipofilia, estabilidade química, especiação e afinidade por proteínas, e por características fisiológicas do organismo, incluindo taxa de respiração, metabolismo e hábitos alimentares. Em ecossistemas impactados por eventos regionais de contaminação, a bioacumulação em peixes, macroinvertebrados, plantas terrestres e plantas aquáticas pode constituir uma via relevante de transferência de contaminantes para populações humanas, especialmente aquelas que mantêm práticas de pesca ou que consomem alimentos cultivados em solos contaminados. A OMS (2009a) enfatiza que a bioacumulação representa uma via de exposição humana frequentemente subestimada, mas que pode ser dominante em populações ribeirinhas e rurais, para as quais o consumo de peixes e alimentos locais constitui parcela significativa da dieta.

A bioturbação representa o conjunto de processos pelos quais organismos que vivem no solo ou nos sedimentos, como invertebrados bentônicos, peixes de fundo, moluscos, crustáceos e microrganismos, perturbam, revolvem e redistribuem as camadas sedimentares. Trata-se de uma forma de engenharia ecossistêmica que resulta em alterações profundas na estrutura física do sedimento, na sua granulometria, porosidade e disponibilidade de oxigênio, além de permitir o transporte vertical e horizontal de partículas contaminadas. Segundo a USEPA (2004a), a bioturbação pode

aumentar significativamente a mobilidade de contaminantes adsorvidos a sedimentos superficiais, reexpondo camadas anteriormente sepultadas e alterando a distribuição dos contaminantes entre as fases dissolvida e particulada. Em sistemas fluviais sujeitos a contaminação associada a eventos regionais de contaminação, a bioturbação pode desempenhar papel determinante na remobilização de metais adsorvidos em partículas finas, tornando-os novamente disponíveis para transporte na coluna de água e, consequentemente, ampliando a probabilidade de exposição humana. Esse mecanismo é particularmente relevante em trechos onde a fauna bentônica permanece ativa, mesmo após grandes perturbações ambientais. A bioturbação pode aumentar a taxa de dessorção de metais, intensificar o fluxo de contaminantes associados a partículas e alterar as condições redox no sedimento, modificando a especiação química dos contaminantes e, com isso, sua toxicidade e mobilidade.

O processo de biomagnificação, por sua vez, refere-se ao aumento progressivo da concentração de contaminantes ao longo das cadeias tróficas, de forma que organismos situados em níveis tróficos superiores apresentam concentrações mais elevadas do que aqueles em níveis inferiores. A biomagnificação ocorre quando contaminantes bioacumuláveis apresentam persistência suficiente para permanecer nos tecidos dos organismos e quando predadores consomem múltiplas presas com concentrações acumuladas dessas substâncias. Esse processo é particularmente relevante para contaminantes que apresentam alta estabilidade química, baixa taxa de degradação metabólica e alta afinidade por tecidos lipídicos, como mercúrio na forma de metilmercúrio e Compostos Orgânicos Persistentes (POP). A USEPA e a OMS descrevem a biomagnificação como um fenômeno cumulativo que pode elevar acentuadamente as concentrações de contaminantes em peixes de grande porte, mamíferos aquáticos e aves piscívoras, estendendo seus efeitos aos seres humanos que consomem tais organismos. No contexto da ARER, a biomagnificação constitui um processo de preocupação potencial, especialmente para populações que mantêm práticas regulares de pesca e que tradicionalmente consomem peixes de diferentes tamanhos, incluindo espécies situadas em níveis tróficos superiores. A biomagnificação amplia o risco associado a contaminantes que, embora presentes em concentrações moderadas na água ou no sedimento, podem atingir níveis preocupantes nos tecidos de organismos consumidos por seres humanos. A OMS (2009a) destaca que, em sistemas contaminados, a biomagnificação pode produzir exposições humanas mais elevadas do que aquelas previstas por modelos baseados unicamente em concentrações ambientais dissolvidas em água superficial ou adsorvidas em sedimento e solo.

A integração entre bioacumulação, bioturbação e biomagnificação revela um panorama dinâmico e complexo, no qual os organismos vivos não apenas respondem à contaminação ambiental, mas também a modulam ativamente. A bioacumulação permite que contaminantes se concentrem gradualmente em tecidos biológicos; a bioturbação redistribui fisicamente as camadas de sedimento e altera as condições químicas que determinam a disponibilidade dos contaminantes; e a biomagnificação amplifica as concentrações de substâncias químicas ao longo das cadeias alimentares, potencializando a exposição humana, mesmo quando concentrações ambientais aparentam estar declinando. As diretrizes da USEPA (1989a) e da ATSDR (2005, 2015) ressaltam que esses processos biológicos podem prolongar a presença e os efeitos dos contaminantes em ecossistemas afetados por eventos de contaminação, criando

cenários de exposição crônica que persistem décadas após o evento inicial. A incorporação desses mecanismos na construção do MCE é essencial para determinar com precisão os caminhos plausíveis de exposição humana e para orientar estratégias de vigilância sanitária, comunicação de risco e mitigação da exposição.

4.5.2.2.2 Compartimentos ambientais

No contexto da ARSH, um compartimento ambiental pode ser definido como os meios que compõem o ambiente, ou seja: os compartimentos do meio físico (solo, sedimentos, água superficial, água subterrânea, ar, material particulado e rochas), compartimentos do meio biótico (flora, fauna e microrganismos) e compartimento antrópico (ser humano).

Uma vez identificados os mecanismos de transporte e transformação do contaminante no meio físico e biótico, torna-se possível delimitar os compartimentos ambientais relevantes para a exposição humana (compartimentos ambientais de interesse). Um compartimento ambiental de interesse pode estar associado a compartimentos do meio físico ou compartimentos do meio biótico.

Um compartimento do meio físico torna-se de interesse para a ARSH quando para ele é identificada a ocorrência ou possibilidade de ocorrência de uma ou mais fases da contaminação (dissolvida, adsorvida ou vapor). Ou seja, a definição final de uma FSC será a fase do contaminante associada a um compartimento meio físico de interesse (solo, sedimentos, água superficial, água subterrânea, ar ou material particulado).

Um compartimento do meio biótico torna-se de interesse para a ARSH quando para ele é identificada a ocorrência ou possibilidade de ocorrência de bioacumulação, bioturbação e biomagnificação. Nesse caso o compartimento do meio biótico não é considerado como um FSC, mas sim um meio pelo qual torna-se possível a exposição humana.

4.5.2.3 Ponto de exposição

Um Ponto de Exposição (PDE) conecta, de forma concreta e espacialmente definida, os contaminantes presentes nos compartimentos ambientais de interesse com as práticas humanas que possibilitam o contato e, consequentemente, a absorção das SQI pelo ser humano exposto. Embora os compartimentos do meio físico e do meio biótico representem os meios pelos quais os contaminantes se distribuem, é somente no ponto de exposição que ocorre a interseção entre esses compartimentos e o receptor humano. Assim, a definição precisa dos PDE não servirá somente para constituir os cenários de exposição do MCE, mas condiciona diretamente a plausibilidade, magnitude e relevância dos caminhos de exposição a serem analisados nas etapas posteriores da ARSH.

A USEPA, especialmente no **Risk Assessment Guidance for Superfund** (USEPA, 1989a, 1991, 2014a), estabelece que um PDE é o "local no qual um indivíduo entra em contato com um contaminante ambiental por meio de qualquer via de ingresso". Essa definição implica que o ponto de exposição não se reduz a um local físico abstrato, mas corresponde a um espaço concreto de interação cotidiana entre pessoas e meios contaminados. A OMS (1999, 2009a) reitera essa concepção, acrescentando que o PDE deve ser identificado considerando a natureza da contaminação, o contexto territorial,

os usos atuais e futuros das áreas e, sobretudo, as características sociodemográficas e culturais das populações potencialmente expostas.

Sendo assim, um PDE associado a compartimentos de interesse do meio físico será exatamente o local concreto de interação do receptor humano com esses compartimentos. Já no caso compartimentos do meio biótico, o PDE será exatamente o espécime de fauna ou flora que entra na cadeia alimentar, e adicionalmente no caso específico de povos tradicionais, aqueles que são usados para realização de atividades tradicionais.

A determinação do ponto de exposição depende, portanto, de uma leitura integrada do ambiente e da organização social, o que reforça a necessidade de articulação entre ciências ambientais, epidemiologia, geografia humana e ciências sociais. Em eventos regionais de contaminação essa complexidade é ainda mais evidente. A deposição heterogênea da MCP associada a FPC e MCS, a redistribuição de sedimentos contaminados, a formação de novos depósitos ao longo da calha de rios, a contaminação de espécies de fauna e flora, e a alteração drástica de rotinas comunitárias transformam continuamente os espaços de contato humano, exigindo revisões iterativas do MCE.

Nesse contexto, a identificação dos PDE deve incorporar a dimensão espacial, temporal e sociocultural da região impactada. A dimensão espacial refere-se à localização e à distribuição dos compartimentos ambientais contaminados, por exemplo, as margens de rio com sedimentos contaminados, áreas de ocorrência de material particulado e poeira em suspenção, pequenos corpos de água utilizados para abastecimento ou espécies que foram impactadas pela contaminação associada ao evento regional de contaminação. A dimensão temporal reconhece que a presença e a acessibilidade desses locais e espécies variam conforme períodos secos e chuvosos, ciclos agrícolas ou eventos hidrológicos. A dimensão sociocultural, por sua vez, reconhece que hábitos tradicionais, ocupações econômicas, práticas rituais e modos de vida influenciam profundamente a frequência e a intensidade da exposição humana.

Em eventos regionais de contaminação, existe a necessidade de integrar o componente comunitário à identificação dos PDE. As diretrizes do Ministério da Saúde (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010) orientam que o levantamento de percepções, práticas e preocupações das comunidades impactadas deve anteceder ou acompanhar a definição dos cenários de exposição. Esses levantamentos permitem identificar pontos de exposição que não emergem automaticamente a partir de análises ambientais tradicionais, tais como o uso da água para rituais religiosos, a coleta de plantas medicinais em áreas contaminadas, o consumo informal de peixe capturado por pesca artesanal, a circulação habitual por margens de rio e a presença de crianças brincando em solos contaminados em quintais e áreas comuns.

A ATSDR (2015) reforça essa perspectiva, afirmando que a identificação de PDE em populações vulneráveis exige abordagens culturalmente informadas, que considerem os modos de vida, as práticas de trabalho, a mobilidade cotidiana e a significação simbólica atribuída aos recursos naturais. Em comunidades ribeirinhas, indígenas, quilombolas e agricultores familiares, as interações com o meio contaminado são moldadas por rotinas de pesca, coleta, cultivo e circulação, que frequentemente

diferem das práticas predominantes em áreas urbanas ou industrializadas. Portanto, ignorar essas dinâmicas pode resultar em modelos subestimados de exposição e risco.

Do ponto de vista técnico, os PDE podem incluir tanto ambientes externos, como margens de rios, estradas não pavimentadas, áreas agrícolas, áreas de recreação e convivência, barras de pesca e campos inundáveis, quanto ambientes internos/fechados, incluindo residências, comércios, indústrias, escolas, hospitais, centros de serviços públicos, galpões de armazenamento, entre outros. Em muitos casos, esses ambientes tornam-se pontos de exposição devido ao acúmulo de poeiras contaminadas provenientes da ressuspensão de particulado atmosférico ou da circulação de pessoas e animais. A literatura da OMS (2009a) ressalta que ambientes internos devem ser avaliados com especial atenção, pois a deposição de poeiras finas aumenta a exposição por inalação e ingestão incidental, especialmente em crianças pequenas[21].

A identificação dos pontos de exposição exige, portanto, um processo metodológico amplo e contínuo, que integra três correntes de evidência: (i) dados ambientais e analíticos, incluindo concentrações de contaminantes nos compartimentos ambientais de interesse; (ii) informações territoriais e socioeconômicas sobre uso e ocupação do solo; e (iii) informações qualitativas provenientes da participação comunitária, essencial para revelar usos do território que não são registrados formalmente. A convergência dessas evidências permite construir cenários de exposição robustos, realistas e sensíveis às especificidades das populações atingidas.

4.5.2.4 Vias de ingresso

Enquanto os compartimentos ambientais de interesse definem onde os contaminantes estão presentes no meio ambiente e os PDE delimitam os locais onde ocorre o contato entre seres humanos e contaminantes, são as vias de ingresso que descrevem o mecanismo fisiológico específico pelo qual esses contaminantes transpõem barreiras externas e passam a integrar processos biológicos, circulatórios e metabólicos no organismo exposto. Assim, as vias de ingresso representam o elo final e determinante que traduz o contato do ser humano com o meio contaminado em dose biologicamente efetiva.

A USEPA (1989a, 2004a), a OMS (2009a) e a ATSDR (2015) reconhecem três vias fisiológicas principais de ingresso de contaminantes no corpo humano: a ingestão, a inalação e o contato dérmico. Embora essas vias sejam definidas de forma padronizada na literatura internacional, seu caráter real, sua intensidade e sua relevância variam conforme o contaminante, a matriz ambiental, os padrões de uso e ocupação da região impactada e as características específicas das populações expostas. Em situações de eventos regionais de contaminação, essas vias tornam-se ainda mais complexas, decorrentes da heterogeneidade espacial da contaminação, das transformações físico-

[21] Estrutura etária por ciclos de vida segundo IBGE: (i) 0 a 4 anos – Primeira infância; (ii) 5 a 9 anos – Infância; (iii) 10 a 14 anos – Pré-adolescência; (iv) 15 a 29 anos – Juventude; (v) 30 a 59 anos – Adultos; (vi) acima de 60 anos – Idosos. Estrutura etária definida para a presente obra: (i) 0 a 4 anos – Crianças pequenas); (ii) 5 a 9 anos – Crianças; (iii) 10 a 14 anos – Adolescentes; (iv) 15 a 59 anos – Adultos; (v) acima de 60 anos – Idosos.

químicas que ocorrem ao longo do tempo e das mudanças nas práticas sociais das populações atingidas.

A ingestão constitui a via de ingresso mais investigada e frequentemente a mais relevante para populações rurais, ribeirinhas e tradicionais. Essa via abrange não apenas o consumo direto de água contaminada, seja superficial, seja subterrânea, mas também a ingestão de alimentos contaminados, incluindo hortaliças cultivadas em solo impactado, produtos de origem animal expostos a contaminantes (como leite, ovos e carne de animais criados em áreas impactadas), e, especialmente, a ingestão de peixes e organismos aquáticos que bioacumulam ou biomagnificam substâncias químicas presentes no meio ambiente. A OMS (2009a) e a USEPA (2000a) observam que a ingestão representa uma via crítica quando a contaminação envolve metais, compostos inorgânicos persistentes e substâncias de baixa volatilidade que se associam preferencialmente a partículas sólidas e materiais particulados presentes no solo, sedimentos e poeiras.

Além da ingestão deliberada de água e alimentos, destaca-se a importância da ingestão incidental, mecanismo no qual pequenas quantidades de solo, sedimentos ou poeiras são ingeridas de forma não intencional. Esse processo é particularmente significativo em crianças pequenas (0 a 4 anos), devido a comportamentos manuais específicos (mão-boca) e à maior frequência de atividades recreativas no solo. Crianças (5 e 9 anos) possuem taxas elevadas de ingestão incidental, resultando em maior dose interna de contaminantes por unidade de peso corporal, conforme exposto pela USEPA (2011) e pela ATSDR (2015). Em contextos como o desastre da Bacia do rio Paraopeba, onde solos e sedimentos estão contaminados por misturas de rejeito-solo-sedimento-detritos (tipo de MCS), essa via torna-se crítica, tanto pela intensidade quanto pela sua ocorrência diária e contínua.

No caso da inalação, o ingresso ocorre pela respiração de material particulado (MP10, MP2,5), poeiras ressuspensas, aerossóis e, quando aplicável, vapores químicos. Em cenários de grandes depósitos de material contaminante, a via inalatória tende a se intensificar com o tempo, principalmente em períodos secos, devido à ressuspensão mecânica e eólica de partículas finas. A ressuspensão de material particulado pode ocorrer em função de ventos, tráfego de veículos, circulação de pessoas e animais, atividades agrícolas e obras de manejo, reparação ou remediação. A distribuição espacial dessas partículas é influenciada por terrenos acidentados, vales encaixados e áreas de deposição secundária, que ampliam o alcance da exposição, inclusive em ambientes internos, onde a deposição de poeira ocorre de forma contínua e cumulativa.

A toxicidade associada à via inalatória é acentuada pela maior velocidade e eficiência de absorção pulmonar, pela elevada área de contato alveolar e pela possibilidade de partículas ultrafinas ultrapassarem barreiras fisiológicas, alcançando a corrente sanguínea. Estudos clássicos da OMS (2006b, 2009a) indicam que partículas finas associadas a metais podem induzir processos inflamatórios crônicos, estresse oxidativo, disfunções cardiovasculares e efeitos acumulativos ao longo do tempo.

A via de contato dérmico abrange a absorção cutânea de contaminantes durante atividades recreativas, domésticas, ocupacionais ou de subsistência. O contato com água, solo, sedimentos, poeiras ou material particulado depositado constitui uma forma potencial de exposição, cuja relevância depende da solubilidade do contaminante, da

forma química presente e da integridade da pele. A USEPA formulou diretrizes específicas para a avaliação da absorção dérmica que são apresentadas no **Risk Assessment Guidance for Superfund – RAGS – Part E** (USEPA, 2004a), o qual detalha parâmetros como a taxa de permeabilidade cutânea, o tempo de contato, a área de exposição e fatores de suscetibilidade, incluindo lesões cutâneas, idade e condições fisiológicas do receptor.

Em áreas impactadas por eventos regionais de contaminação, o contato dérmico pode ocorrer durante práticas cotidianas, como lavagem de roupas em fontes hídricas locais, manipulação de solo em hortas domésticas, manipulação de solo durante atividades laborais, banho e travessias em rios, atividades de pesca artesanal e comercial, recreação, ou ainda em espações abertos e fechados a partir do material particulado em suspensão e da poeira. Embora a via dérmica seja frequentemente tratada como secundária, ela pode ser dominante em determinados cenários, particularmente quando há elevada concentração de contaminantes em sedimentos superficiais e quando populações vulneráveis, como crianças pequenas, crianças e adolescentes, realizam atividades de recreação em ambientes contaminados.

As três vias de ingresso são moduladas, ainda, por fatores sociais, econômicos e culturais, que influenciam a frequência, a intensidade e o tipo de interação com os compartimentos ambientais. A ATSDR (2015) reforça que populações tradicionais, ribeirinhas, quilombolas e trabalhadores rurais apresentam padrões de exposição específicos que não podem ser capturados por modelos genéricos de avaliação. Assim, a análise das vias de ingresso deve considerar o modo de vida, a mobilidade no território, os saberes tradicionais, as práticas alimentares e a dependência dos recursos naturais.

As vias de ingresso não constituem um componente meramente fisiológico do MCE, mas uma categoria híbrida que integra processos biológicos, comportamentais, territoriais e culturais. Sua definição adequada é essencial para garantir uma caracterização realista e precavida dos cenários de exposição humana. Em contextos complexos e dinâmicos, como em eventos regionais de contaminação, a avaliação dessas vias requer uma abordagem interdisciplinar, sensível às dinâmicas socioambientais e fundamentada em evidências científicas atualizadas. A compreensão refinada desses mecanismos é indispensável para orientar estratégias de vigilância em saúde, comunicação de risco e remediação ambiental que sejam eficazes, tecnicamente fundamentadas e socialmente legitimadas.

4.5.2.5 Receptores humanos

No contexto da ARSH, o receptor humano constitui o elemento final e decisivo para a composição dos cenários de exposição. Se as FPC e as FSC determinam a origem e a distribuição dos contaminantes no ambiente e se os compartimentos ambientais de interesse, pontos de exposição e vias de ingresso configuram os caminhos que viabilizam o contato, é o receptor humano que converte essas rotas em risco efetivo. A literatura internacional (ATSDR, 2015; OMS, 2009a; USEPA, 1989a, 2004a, 2007a) e as diretrizes nacionais (ABNT, 2013; CETESB, 2014, 2023; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010) convergem no entendimento de que o receptor não deve ser concebido como uma categoria biológica genérica, mas como um sujeito situado, cujas características fisiológicas,

comportamentais, ocupacionais, territoriais e socioculturais condicionam a magnitude, a frequência e a intensidade da exposição.

O receptor humano é simultaneamente uma entidade biológica, com taxas diferenciadas de absorção, metabolismo, distribuição e excreção de substâncias químicas, e um sujeito social inserido em dinâmicas territoriais que modulam sua interação com o meio ambiente contaminado. Crianças, por exemplo, constituem um grupo particularmente sensível, não apenas por apresentarem organismos em desenvolvimento, com barreiras fisiológicas ainda imaturas, mas por exibirem comportamentos específicos que elevam a exposição, como maior ingestão incidental de solo e de poeira e maior frequência de atividades recreativas em áreas externas. A USEPA (2008, 2011) destaca que crianças de 0 a 9 anos apresentam taxas de ingestão de solo até dez vezes maiores do que as de adultos, além de maior absorção gastrointestinal de metais como chumbo e arsênio.

Os trabalhadores rurais representam outro grupo crítico devido à frequência elevada de contato com solo, poeiras, sedimentos e água superficial. Atividades agrícolas, criação animal, manejo de plantios irrigados e circulação em estradas não pavimentadas ampliam significativamente a exposição dérmica, inalatória e, em menor grau, a ingestão incidental. Essas dinâmicas são reconhecidas tanto pela USEPA (2014a) quanto pela ATSDR (2015), que classificam trabalhadores agrícolas como populações de risco elevado para exposições crônicas a contaminantes presentes em poeiras e solos.

As populações tradicionais, como quilombolas, ribeirinhos, indígenas e pescadores artesanais, apresentam padrões de mobilidade, práticas culturais e usos do território fortemente associados aos recursos naturais locais. Isso inclui pesca artesanal, banhos em águas superficiais, coleta de plantas alimentares e medicinais, uso ritual de ambientes aquáticos e circulação cotidiana em margens de rios e áreas de várzea. Tais práticas ampliam a frequência e a intensidade de exposição a contaminantes, criando cenários que não emergem de análises puramente técnico-instrumentais. Tanto o Ministério da Saúde (2010) quanto a ATSDR (2015) enfatizam que essas populações carregam especificidades culturais que precisam ser incorporadas no MCE sob pena de subestimação significativa dos riscos.

Outros grupos vulneráveis incluem gestantes, lactantes, idosos e indivíduos com doenças crônicas, cujas vulnerabilidades fisiológicas, como alterações metabólicas, diminuição da função renal ou hepática e maior permeabilidade cutânea, podem modificar a toxicocinética e a toxicodinâmica dos contaminantes. Esse aspecto é amplamente reconhecido pela OMS (2006b, 2009a), que ressalta a maior suscetibilidade de idosos à exposição inalatória e a maior vulnerabilidade de gestantes e fetos aos efeitos de metais neurotóxicos.

A identificação e a caracterização dos receptores humanos, portanto, não se limita à categorização por faixa etária ou ocupação, mas requer uma análise complexa que integra determinantes sociais da saúde, práticas culturais, modos de vida, usos do território, acessos diferenciados ao ambiente contaminado e desigualdades socioeconômicas. A presença de vulnerabilidades estruturais, como ausência de saneamento, insegurança alimentar, dependência de recursos naturais ou baixa escolaridade, intensifica o risco ao longo das vias de ingresso e aumenta a probabilidade de exposições repetidas ou cumulativas.

Essa compreensão aprofundada do receptor humano é indispensável para a composição dos cenários de exposição, etapa que sintetiza, de maneira integrada, todos os elementos que constituem o MCE. Cada cenário corresponde a uma descrição científica que articula a trajetória de uma substância química desde sua origem, em uma fonte primária ou secundária, até seu ingresso no organismo humano. Esse percurso inclui, necessariamente, a identificação dos mecanismos de liberação e transformação dos contaminantes, sua permanência ou redistribuição nos compartimentos ambientais, o estabelecimento dos pontos de exposição, a definição das vias fisiológicas de ingresso e, finalmente, a caracterização dos receptores suscetíveis.

4.5.3 Consolidação dos cenários de exposição

A USEPA (1989a) estabelece que um cenário de exposição é considerado valido completo (atual) quando todos os elementos – fonte, compartimento ambiental, PDE, via de ingresso e receptor – estão presentes e conectados por processos plausíveis de transporte, transformação e contato. Cenários validos potenciais (atuais ou futuros) são aqueles em que a conexão entre fonte e receptor é possível, mas depende de dados adicionais para confirmação. Por fim, cenários inválidos são aqueles nos quais falta ao menos um dos elementos essenciais, impossibilitando o contato humano, como ausência de receptores ou inviabilidade física de ocorrência da via de ingresso.

Em situações de incerteza, especialmente em eventos regionais de contaminação de grande magnitude e com ampla heterogeneidade espacial, a avaliação deve adotar postura precaucionária. O descarte de cenários só deve ocorrer quando houver evidência técnica robusta e inequívoca de que não existe conexão causal entre contaminante e receptor.

A composição dos cenários de exposição constitui, portanto, um exercício científico interdisciplinar no qual convergem conhecimentos de hidrologia, geoquímica, toxicologia, epidemiologia, antropologia, ciências sociais e saúde coletiva, além de informação territorial e saberes tradicionais. Essa etapa é particularmente decisiva em eventos regionais de contaminação, pois fundamenta a caracterização do risco, orienta o monitoramento ambiental contínuo e subsidia ações governamentais de proteção à saúde pública, reparação socioambiental, remediação ambiental e comunicação de risco.

Em síntese, os cenários de exposição formam o elo lógico entre ambiente, sociedade e saúde, permitindo compreender como substâncias químicas liberadas por eventos regionais de contaminação complexos percorrem trajetórias ambientais e sociais até impactarem populações humanas. A robustez dessa etapa é determinante para garantir que a avaliação de risco seja tecnicamente válida, ética e sensível às realidades socioambientais de populações vulneráveis.

A construção de um MCE tecnicamente fundamentado, socialmente legítimo e cientificamente transparente requer uma análise aprofundada das incertezas associadas ao seu desenvolvimento. Em estudos de ARER, as incertezas não apenas permeiam todas as etapas do processo, mas configuram a própria condição para que o trabalho científico seja possível e tecnicamente defensável. Sendo assim, identificação e análise de incertezas são indispensáveis para a formulação clara do problema, para o

estabelecimento de hipóteses de trabalho e para a definição dos limites e alcances analíticos do MCE.

A identificação e análise de incertezas permite que a equipe técnica responsável pelo estudo de ARSH tenha clareza sobre o que se sabe, o que se não sabe e o que só pode ser inferido de maneira probabilística ou conservadora. Nesse sentido, a literatura distingue três grandes categorias de incertezas a serem consideradas no desenvolvimento do MCE: (i) as incertezas de dados; (ii) as incertezas de modelo; e (iii) as incertezas de cenário. Embora apresentadas separadamente, essas categorias se entrelaçam na prática, de modo que compreender sua origem, dinâmica e suas implicações é essencial para construir um MCE coerente com a realidade do impacto ambiental e social.

As incertezas de dados constituem talvez a forma mais imediata e perceptível de incerteza, resultando principalmente da falta, insuficiência ou baixa representatividade das informações disponíveis. Essas incertezas podem envolver, por exemplo, a ausência de séries temporais robustas capazes de capturar variações sazonais ou eventos extremos; a limitação dos métodos laboratoriais, que podem apresentar limites de quantificação incompatíveis com os níveis reais de contaminação; a falta de dados espaciais de alta resolução, necessários para compreender heterogeneidades microambientais; ou mesmo a escassez de informações sobre hábitos populacionais, padrões alimentares, práticas culturais e trajetos cotidianos de fluxo populacional. Em áreas atingidas por eventos regionais de contaminação, essa insuficiência de dados é ainda mais expressiva devido à rápida redistribuição dos contaminantes, à erosão, à deposição múltipla e à remobilização de partículas, processos que tornam amostragens pontuais insuficientes para capturar a complexidade do território. Assim, a incerteza de dados não se limita à dimensão numérica, mas envolve a seguinte pergunta fundamental: até que ponto os dados disponíveis conseguem representar adequadamente a realidade em transformação?

As incertezas de modelo decorrem do fato de que qualquer modelo é uma simplificação da realidade. O MCE, ao representar a trajetória dos contaminantes desde sua fonte até o receptor humano, depende de hipóteses, pressupostos, generalizações e abstrações que inevitavelmente reduzem a complexidade do sistema ambiental. No entanto, essa redução é necessária, pois sem simplificações, seria impossível modelar processos de transporte, transformação e exposição em ambientes multicritérios. Essas incertezas podem surgir, por exemplo, da necessidade de representar processos não lineares, como reações de adsorção e dessorção, oxirredução, complexação e precipitação, por meio de relações simplificadas; da suposição de estabilidade em sistemas submetidos a profundas mudanças hidrológicas; ou da incorporação de parâmetros genéricos, retirados de literatura internacional, quando parâmetros locais não estão disponíveis. Em cenários de eventos regionais de contaminação, onde o meio físico e social se transformam rapidamente, essas simplificações tornam-se ainda mais críticas. Assim, a incerteza de modelo não decorre de erro técnico, mas da impossibilidade estrutural de representar integralmente a realidade.

As incertezas de cenário, por sua vez, refletem a dinâmica temporal, espacial, ecológica e socioterritorial do ambiente impactado. Em contextos de eventos regionais de contaminação, essa categoria de incerteza adquire dimensão central, pois os

processos de erosão, ressuspensão e deposição secundária não ocorrem de maneira uniforme ou previsível. Além disso, as populações humanas alteram seus padrões de uso do território em resposta ao evento, ou seja, novos percursos são criados, antigas práticas são abandonadas, atividades produtivas são interrompidas ou intensificadas e a relação cotidiana com o meio ambiente é reorganizada. Essas transformações modificam continuamente a plausibilidade e a relevância de determinados caminhos de exposição, tornando os cenários móveis, instáveis e altamente dependentes do contexto. A heterogeneidade espacial, que inclui solos com diferentes profundidades de contaminação, sedimentos com camadas sobrepostas e águas superficiais com variações de turbidez, velocidade e concentração, intensifica a incerteza, exigindo revisão contínua do MCE.

A identificação dessas três dimensões de incerteza na etapa inicial do processo é fundamental, pois condiciona todo o desenvolvimento do MCE. Quando as incertezas são reconhecidas precocemente, é possível planejar coletas adicionais, definir métodos analíticos mais sensíveis, estabelecer campanhas de monitoramento contínuo, incorporar análises estatísticas probabilísticas e promover processos participativos com comunidades locais para preencher lacunas socioculturais. Além disso, a explicitação das incertezas permite adotar o princípio da precaução, amplamente defendido pelo Ministério da Saúde e pelas diretrizes internacionais, garantindo que caminhos de exposição plausíveis não sejam descartados por ausência temporária de evidência.

Outro aspecto importante é que quando as incertezas são claramente documentadas, torna-se possível avaliar o grau de confiança das conclusões, compreender as limitações de cada inferência e situar adequadamente as decisões em termos de risco aceitável. Isso é particularmente importante em cenários de grande relevância pública, onde decisões envolvendo saúde pública, uso do território e reparação socioambiental devem ser apoiadas em análises rigorosas e comunicadas de maneira clara para diferentes públicos.

Em eventos regionais de contaminação, exigir certeza absoluta é metodologicamente impossível e tecnicamente inadequado. O objetivo do MCE não é alcançar certeza total, mas produzir um quadro conceitual coerente, suficientemente conservador e cientificamente sólido que permita orientar decisões e proteger populações atingidas. Assim, a análise das incertezas deixa de ser uma etapa acessória e passa a ser componente permanente, orientando revisões iterativas do MCE à medida que novos dados são produzidos, tecnologias analíticas evoluem e a compreensão social do evento se aprofunda.

4.6 Definição de critérios e parâmetros de aceitação de risco

A definição de critérios e parâmetros de aceitação de risco estabelece os limites dentro dos quais a exposição humana a contaminantes é considerada tolerável. Esses limites, amplamente utilizados em processos regulatórios, ações de gestão e medidas de remediação, derivam de consensos técnico-científicos e de diretrizes normativas internacionais e nacionais que visam garantir proteção adequada às populações expostas, especialmente em eventos regionais de contaminação que possuam contextos de vulnerabilidade social, ambiental e sanitária.

O risco à saúde humana é entendido como a probabilidade de ocorrência adicional de efeitos adversos decorrentes da exposição a uma ou mais substâncias químicas presentes em um ambiente contaminado, considerando um ou vários cenários de exposição plausíveis. Essa concepção incorpora dois princípios fundamentais: (i) o risco é inevitavelmente probabilístico, uma vez que depende de parâmetros biológicos, ambientais e comportamentais variáveis; e (ii) o risco calculado é sempre adicional, ou seja, representa o acréscimo decorrente da exposição humana a contaminantes presentes no meio ambiental sobre o risco basal já existente na população.

Em estudos de ARSH, a diferenciação entre risco carcinogênico e risco não carcinogênico é essencial para definir métodos de cálculo, parâmetros toxicológicos e critérios de aceitação. Para substâncias com efeitos carcinogênicos, aquelas que podem aumentar a probabilidade de ocorrência de câncer, o risco é expresso como uma probabilidade incremental ao longo da vida (Risco Carcinogênico Incremental ou simplesmente Risco Incremental). As agências reguladoras internacionais adotam, como referência, o modelo linear sem limiar (LNT), que supõe que qualquer dose, por menor que seja, tem potencial de contribuir para o aumento do risco. Nesse contexto, a literatura científica e regulatória estabeleceu que o nível de risco adicional tolerável se situa em torno de 10^{-5}, significando que uma exposição contínua ao contaminante poderia resultar em um caso adicional de câncer para cada cem mil pessoas expostas ao longo da vida. Esse limite, denominado Risco Aceitável Carcinogênico ($RA_{CA} = 1 \times 10^{-5}$), é adotado no contexto de gerenciamento de áreas contaminadas tanto nas diretrizes brasileiras quanto nas internacionais, refletindo uma escolha política e técnica que busca equilibrar proteção à saúde e viabilidade de gestão dessas áreas.

Para substâncias não carcinogênicas, que produzem efeitos tóxicos mediados por mecanismos com limiares, a abordagem regulatória baseia-se na comparação entre a Dose de Exposição (DE) estimada e valores toxicológicos de referência, como a Dose de Referência (RfD), a Concentração de Referência (RfC), os Níveis Mínimos de Risco (MRL) da ATSDR, os Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPRTV) da USEPA e parâmetros consolidados por organismos como Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (INCHEM/OMS). O quociente entre DE e esses valores gera o Hazard Quotient (HQ), métrica interpretada de forma direta: $HQ \leq 1$ indica que a exposição está dentro dos limites considerados aceitáveis; $HQ > 1$ sugere potencial de ocorrência de efeitos adversos, implicando necessidade de aprofundamento da análise e, potencialmente, de ações de controle, remediação e ações de saúde pública. Esse valor-limite corresponde ao Risco Aceitável não Carcinogênico ($RA_{NC} = 1$).

Assim, a lógica regulatória para ambas as categorias, carcinogênica e não carcinogênica, baseia-se em níveis de tolerabilidade que refletem tanto o conhecimento toxicológico quanto princípios de proteção à saúde e de precaução.

A noção de risco adicional, conforme enfatizada pelo Ministério da Saúde (2010), introduz outra dimensão essencial à interpretação desses parâmetros. O risco adicional refere-se ao aumento da probabilidade de adoecimento observado em populações expostas cronicamente a contaminantes ambientais, especialmente quando essas populações já se encontram submetidas a condições estruturais de vulnerabilidade social. O documento destaca que indivíduos expostos, frequentemente caracterizados por baixa escolaridade, renda reduzida, precariedade habitacional, saneamento

deficiente, subemprego e maior carga de doenças infecciosas e crônicas, já apresentam riscos elevados em relação à média populacional, de modo que a exposição química se torna mais um fator agravante em um conjunto ampliado de determinantes sociais, econômicos e ambientais da saúde. Esse entendimento adiciona profundidade à avaliação de risco, quando entende que o impacto de um agente químico não ocorre em vazio epidemiológico, mas em contextos complexos em que múltiplos fatores interagem, potencializando ou modulando os efeitos adversos.

A literatura internacional, como o **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2015) e o **RAGS** (USEPA, 1989a), também reforça que a ARSH deve estimar o risco adicional decorrente da exposição a contaminantes ambientais e que esse risco deve ser interpretado em um quadro ampliado de vulnerabilidades. Desse modo, a quantificação do risco não deve ser entendida como diagnóstico clínico ou epidemiológico, mas como ferramenta preditiva que identifica cenários potenciais de adoecimento com base na Máxima Exposição Razoável (MER). Essa abordagem conservadora, ao maximizar razoavelmente a exposição estimada, busca evitar subestimativas que possam comprometer a proteção da saúde pública. Contudo, reconhece-se que o risco calculado constitui uma estimativa teórica, cuja confirmação depende de estudos epidemiológicos, análises clínicas e investigações toxicológicas subsequentes à ARSH.

A compreensão da relação entre exposição e doença é fundamental para integrar os critérios de aceitação de risco à realidade biológica e social das populações expostas. O Ministério da Saúde (2010) indica que o processo de adoecimento resulta da interação entre determinantes coletivos, como condições ambientais, socioeconômicas, culturais e históricas, e determinantes individuais, como genética, estado nutricional, desenvolvimento biológico e maturidade fisiológica. Assim, mesmo quando duas pessoas estão expostas à mesma substância química, em concentrações semelhantes, podem desenvolver diferentes patologias em função de suas características biológicas e sociais. Essa variabilidade interindividual, somada às incertezas inerentes aos parâmetros de exposição utilizados na ARSH, reforça a necessidade de comunicação clara sobre as limitações dos modelos, especialmente no que se refere aos valores de referência, às estimativas substitutivas empregadas na ausência de dados locais e à adoção de cenários conservadores.

Do ponto de vista ambiental e de saúde pública, os critérios de aceitação de risco funcionam como gatilhos para ações de intervenção. Caso os riscos adicionais calculados superem os limites de aceitabilidade, 1×10^{-5} para risco carcinogênico e HQ > 1 para efeitos não carcinogênicos, devem ser implementadas estratégias específicas para o gerenciamento e comunicação do risco, bem como ações de saúde pública com foco em saúde ambiental. No caso de eventos regionais de contaminação, essas estratégias podem incluir monitoramento adicional, ações de vigilância em saúde, restrições de uso do território, comunicação de risco direcionada, medidas de contenção ou remediação ambiental e avaliação clínica de grupos populacionais vulneráveis.

05 Identificação do perigo em contextos regionais

A identificação do perigo em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação deve ser conduzida como um processo metodologicamente rigoroso e multiescalar. O processo é destinado à geração de dados primários e à consolidação de dados secundários válidos, suficientes e representativos para a caracterização do perigo, a quantificação da exposição e a estimativa do risco à saúde humana. A avaliação adequada do risco depende diretamente da qualidade, da usabilidade[22] e da integração crítica das evidências ambientais e humanas. É importante considerar que nenhum conjunto de dados isolado é capaz de representar adequadamente a complexidade exposicional e toxicológica inerente a eventos regionais de contaminação.

Sendo assim, a identificação do perigo em contextos regionais demanda um conjunto integrado de dados multicompartimentais, capaz de descrever adequadamente a distribuição espacial e temporal das SQI, contemplando os compartimentos ambientais de interesse definidos como PDE no MCE.

A estratégia para identificação do perigo em contextos regionais de contaminação deve ser estruturada individualmente para cada cenário de exposição válido (completo ou potencial), de todas as Unidades Ambientais (UA) definidas para região impactada (para detalhes ver o item 4.2), considerando os seguintes objetivos:

- Determinar concentrações representativas nos PDE, incluindo valores máximos observados em amostras de campo (C_{MAX}) e concentrações obtidas pelos limites superiores de confiança ($C_{UCL95\%}$), quando aplicável;
- Caracterizar os compartimentos físico (solo, sedimento, água superficial, água subterrânea, ar atmosférico e material particulado) e biótico (alimentos de origem animal e vegetal) que compõem os PDE válidos;
- Identificar e caracterizar as FSC, bem como validar sua relação com a FPC e com os cenários de exposição válidos (completos ou potenciais);

[22] No contexto da avaliação de risco à saúde humana, refere-se ao grau em que dados, informações ou evidências podem ser efetivamente utilizados para caracterizar o perigo, a exposição e o risco, considerando sua qualidade, adequação ao objetivo e integração com outras fontes de evidência.

- Delimitar a ocorrência especial de concentrações anômalas associadas ao evento regional de contaminação, com base no desenvolvimento de mapas de contaminação;
- Subsidiar a quantificação do risco carcinogênico incremental e não carcinogênico com dados aceitos institucionalmente e comparáveis internacionalmente, evitando artificialismos matemáticos, falsa precisão e subestimação do risco;
- Fornecer rastreabilidade e transparência metodológica para gestores públicos, poder judiciário, especialistas em ARSH e comunidades impactadas, conforme discutido nas etapas de comunicação e devolutiva social do risco descritas no capítulo 8 (CARACTERIZAÇÃO DO RISCO EM CONTEXTO REGIONAIS).

Para tanto, na etapa de identificação do perigo em contextos de contaminação regionais e complexos, devem ser adequadamente dimensionadas estratégias para investigação detalhada do perigo, validação dos dados gerados e compatibilização desses dados com o MCE.

5.1 Investigação do perigo à saúde humana

O planejamento da obtenção de dados primários para investigação do perigo em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação deve seguir um desenho explícito e rastreável. Deve-se dar preferência a abordagens sistemáticas de Desenho de Amostragem Baseado em Objetivos (DSBO[23]) que permitem determinar quantitativamente o número mínimo de amostras necessárias para atender a critérios de confiança e suficiência, bem como comparabilidade e representatividade espacial e temporal dos dados coletados. Sendo assim, para eventos regionais de contaminação, deve ser desenvolvido um Plano de Investigação Ambiental (PIA) com natureza técnico-científica, multicritério, rastreável e iterativo, fundamentado em diretrizes nacionais e internacionais para usabilidade, representatividade, incerteza e rastreabilidade dos dados, incluindo os protocolos de avaliação de dados ambientais (USEPA, 1989b, 1992a, 2006), avaliação de efeitos à saúde humana (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 1989a), risco proporcional e julgamento inferencial (OMS, 1999), extrapolação e modos de ação de contaminantes metálicos (USEPA, 2007a), além do planejamento estatístico-espacial de campanhas utilizando ferramentas de otimização amostral como o Visual Sample Plan (VSP) (GILBERT; PULSIPHER, 2004; GILBERT; KAUTZ; PULSIPHER, 2011; USEPA, 2010, 2020).

[23] Data Quality Objectives (DQO-*based Sampling Design*) ou Objective-Driven Sampling Design é um referencial metodológico que estrutura o planejamento amostral a partir da finalidade explícita do estudo, das decisões que os dados devem suportar e dos critérios de qualidade necessários para que essas decisões sejam cientificamente defensáveis e regulatoriamente aceitáveis. A premissa fundamental utilizada é a de que a amostragem não é definida primariamente pelo método ou pela logística, mas pela pergunta que se deseja responder e pela decisão que será tomada com base nos dados (GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011; GILBERT; KAUTZ; PULSIPHER, 2011; MYERS, 2012; NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1989; UNEP, 2000; USEPA, 1989b, 2006, 2020; WEST; BROWN; ENQUIST, 1997, 2001; ZABEO *et al.*, 2011).

No contexto de contaminações regionais, o PIA deve ser estruturado com a função de converter hipóteses e limitações dos dados secundários – previamente consolidados, validados e classificados quanto à sua usabilidade (ATSDR, 2005; OMS, 1999; USEPA, 1992a, 2006) – em estratégias operacionais de amostragem dos compartimentos ambientais de interesse para o MCE. Ressalta-se, ainda, que a representatividade de uma UA (item 4.2) não decorre de um ponto isolado, mas da coerência espacial, da química do *background* natural[24] e antrópico, da química da contaminação associada às FPC e FSC, da fisiografia, da geologia e do comportamento temporal do conjunto de dados coletados. O PIA para contextos regionais deve ser dimensionado para subsidiar diretrizes estatísticas conservadoras para estimativa adequada de concentrações representativas das SQI nos PDE, como uso de C_{MAX} e $C_{UCL95\%}$, e para definir a ocorrência espacial de regiões de concentração anômala (*hotspots*) de contaminação, sendo fundamental para esses objetivos a utilização de malhas amostrais otimizadas para esses propósitos (DSBO).

Assim, o desenvolvimento de um plano de investigação para eventos regionais de contaminação deve contemplar: (i) métodos de coleta e desenho amostral; (ii) qualidade dos dados ambientais; e (iii) usabilidade dos dados gerados.

5.1.1 Planejamento amostral

5.1.1.1 Métodos de coleta

A identificação do perigo à saúde humana depende criticamente da seleção e da aplicação de métodos de coleta de amostras ambientalmente adequados, validados e compatíveis com o objetivo final do estudo, especialmente em cenários regionais de contaminação, nos quais fontes múltiplas e mecanismos de transporte complexos podem gerar padrões heterogêneos de distribuição dos contaminantes. A confiabilidade das conclusões sobre perigo é diretamente proporcional à qualidade dos dados que sustentam a caracterização dos PDE, sendo mandatória a adoção de protocolos de coleta comparáveis, rastreáveis e com QA/QC[25] demonstrável (USEPA, 1989b).

Em contextos regionais, o método de aquisição de amostras dos compartimentos ambientais deve assegurar que as concentrações observadas reflitam os compartimentos ambientais de interesse e não artefatos ou equipamentos introduzidos no processo de amostragem. A escolha metodológica deve priorizar rotinas, medidas, insumos e equipamentos que sustentem adequadamente inferências sobre perigos à saúde humana associados a FPC e FSC, evitando tanto a subestimação quanto a superestimação interpretativa do perigo.

A escolha dos métodos de coleta deve respeitar a compatibilidade com protocolos reconhecidos nacional e internacionalmente, incorporando o princípio do DSBO. Segundo esse princípio, o método deve ser selecionado não apenas pela

[24] *Background* natural é o nível basal de ocorrência de substâncias químicas no meio ambiente, determinado por processos naturais e independente de atividades humanas.
[25] QA/QC (*Quality Assurance*/*Quality Control*) consiste em práticas destinadas a assegurar e verificar a qualidade e a confiabilidade dos dados ao longo de todo o processo de coleta e análise.

disponibilidade operacional, mas por sua adequação em responder a perguntas específicas de risco, como:

- A substância ocorre na região avaliada? Qual é sua concentração máxima razoável no PDE?
- Sua distribuição espacial e temporal é suficiente para caracterizar perigo à saúde humana?
- Há diferenciação de exposição entre subgrupos sensíveis?

Os principais métodos de coleta utilizados internacionalmente e aplicáveis ao escopo da identificação do perigo à saúde humana incluem matrizes aquosas (água superficial e subterrânea) e matrizes sólidas (solo, sedimento e material particulado).

A coleta de amostras aquosas deve seguir protocolos que assegurem a preservação da especiação química e a representatividade temporal da exposição, incluindo amostragem em diferentes profundidades, coleta em períodos sazonais contrastantes e utilização de preservantes adequados ao grupo analítico, como ácido nítrico para metais dissolvidos ou frascos âmbar e refrigeração para compostos orgânicos voláteis e semivoláteis (ANA; CETESB, 2023; OMS, 2017; USEPA, 2005a).

Para matrizes sólidas associadas a material particulado, métodos como microvácuo para poeira superficial (ASTM D7144-16) e coleta de poeira de piso (ASTM D5438-17) são utilizados para avaliar partículas aderidas às superfícies domiciliares, potencialmente ingeridas por contato mão-boca, sendo sua aplicação especialmente relevante para crianças pequenas (de 0 a 4 anos), nas quais a taxa de ingestão pode superar 100 mg/dia em condições normais, e até 5.000 mg/dia em transtornos de pica[26] (ASTM, 2017, 2021; USEPA, 2011). Métodos como os definidos pela USEPA (2005a, 2005b), ANA (ANA; CETESB, 2023) e ABNT (2004, 2004, 2015a, 2015b), que estabelecem a utilização de equipamentos de amostragem compatíveis com o propósito da amostra, devem ser considerados prioritariamente. A amostragem de material particulado suspenso no ar deve ser realizada por coletores de alto volume ou filtros PM10/PM2.5, com o objetivo de identificar quantitativamente substâncias químicas adsorvidas às partículas inaláveis, que possam ingressar no organismo por via respiratória ou ser engolidas e contabilizadas como ingestão indireta de solo (GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011; OMS, 2017).

A OMS (1999, 2017) e a ATSDR (2005, 2015) recomendam a investigação do meio biótico para ingestão alimentar (matrizes alimentares de origem animal e vegetal), quando houver plausibilidade de contaminação ao longo da cadeia alimentar, como bioacumulação em peixes, contaminação em leite, ovos ou carnes por metais, pesticidas persistentes e derivados de petróleo. Esses dados devem ser utilizados para inferência de perigo e refinamento de doses exposicionais por subgrupos sensíveis, quando disponíveis em literatura nacional ou em levantamentos institucionais. Nesse sentido, é fundamental que o processo de amostragem de matrizes alimentares seja amparado por

[26] Transtorno do comportamento alimentar caracterizado pela ingestão persistente de substâncias não nutritivas e não alimentares, inadequadas ao nível de desenvolvimento do indivíduo.

protocolos rígidos e rastreáveis de amostragem, como os definidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2013, 2019, 2024).

A escolha dos métodos de coleta deve respeitar os protocolos aceitos nacional e internacionalmente para investigação e caracterização de áreas contaminadas, conforme lista apresentada no Quadro 5, a qual não exclui outros protocolos e metodologias consagradas.

Quadro 5: Referências utilizadas para coleta de amostras de compartimentos ambientais

Referência	Solo		Sedimento		Água		Poeira em ambientes fechados	Comunidades aquáticas	Alimentos		Resíduos
	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial			Vegetais	Animais	
Field Sampling Procedures Manual (USEPA, 2005a)	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-
Manual de procedimentos para amostragem de produtos agrícolas para análise de resíduos (AGÊNCIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO PARANÁ, 2014)	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Sampling soil, vegetables, fruit and grain for residue testing (AGRICULTURE VICTORIA, 2023)	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	
Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos: Procedimentos operacionais padrão (POP) (ANVISA, 2008)	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-
Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination (ASTM, 2021)	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis (ASTM, 2017)	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Capítulo 5.4 do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies (USEPA, 2005b)	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Guia nacional de coleta e preservação de amostras (ANA; CETESB, 2023)	-	-	X	X	X	-	-	X	-	-	-
Manual de coleta de amostras do plano nacional de controle de resíduos e contaminantes em produtos de origem vegetal (MAPA, 2013)	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-
Manual de procedimentos para laboratórios: Área de microbiologia físico-química de produtos de origem animal (MAPA, 2017)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
ABNT NBR 16.435 (ABNT, 2015a)	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-
ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004)	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
ABNT NBR 10.007 (ABNT, 2004)	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Manual de coleta de amostras de OVOS (SECRETARIA DE SAÚDE DO PARANÁ, 2007)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-

Fonte: Elaborado pelo autor

5.1.1.2 Desenho amostral

O desenho amostral que gere amostras qualificadas para estudos de ARSH em eventos regionais de contaminação demanda uma abordagem híbrida que maximize a representatividade espacial, a comparabilidade entre compartimentos de interesse e a robustez estatística necessária para inferências sobre perigo, exposição e risco à saúde humana. Sendo assim, a malha amostral dimensionada para o PIA deve ser definida por compartimento ambiental do meio físico (solo superficial, solo subsuperficial, sedimento superficial, sedimento subsuperficial, água superficial, água subterrânea, material particulado) e por compartimentos ambientais do meio biótico (matrizes alimentares de origem animal e vegetal), considerando critérios de densidade espacial adaptados à heterogeneidade geoquímica e à distribuição das SQI.

O **Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection** (USEPA, 2002) indica que malhas amostrais dimensionadas para avaliações ambientais devem ser híbridas, compostas por grade amostral sistemática e a baseada no julgamento profissional. A amostragem em grade sistemática (*Systematic Grid Sampling*) fornece cobertura espacial mais homogênea e completa que a amostragem aleatória simples, além de ser mais adequada quando o objetivo é estimar parâmetros médios espaciais e identificar regiões de hotspots em UA. A associação entre amostragem sistemática e baseada em julgamento profissional (*Judgmental Sampling*) representa a estratégia mais eficiente, quando se busca, simultaneamente, inferência da média espacial da contaminação e detecção de hotspots locais, principalmente em áreas de grande heterogeneidade físico-química e limites físicos irregulares.

Do ponto de vista geométrico, malhas triangulares ou hexagonais derivadas de triangulação tendem a produzir melhor eficiência de cobertura em contornos irregulares, quando comparadas a grades quadradas convencionais. Nesse contexto, a geometria triangular é particularmente vantajosa por reduzir áreas não amostradas próximas aos limites, melhorar a interpolação de isoconcentrações e reduzir a densidade necessária de pontos para atingir a mesma cobertura útil. Esse princípio está alinhado ao conceito de cobertura eficiente do domínio amostral, discutido em desenhos probabilísticos de monitoramento ambiental (MYERS, 2012; USEPA, 2006, 2020; WEST; BROWN; ENQUIST, 1997, 2001; ZABEO *et al.*, 2011). O Visual Sample Plan (VSP) reforça essa lógica, adotando triangulações e algoritmos probabilísticos para otimização espacial e inferência estatística em áreas contaminadas, sendo amplamente utilizado em estudos que exigem alinhamento entre representatividade espacial e confiança estatística (GILBERT; PULSIPHER, 2004; GILBERT; PULSIPHER; ENQUIST, 2000; GILBERT; KAUTZ; PULSIPHER, 2011; LANDIS, 1997).

A amostragem baseada em julgamento profissional é reconhecida tanto pela USEPA quanto pela ATSDR como uma linha legítima de evidência desde que: (i) esteja ancorada em conhecimento técnico do modelo conceitual; (ii) seja documentada e auditável; e (iii) receba validação formal para evitar viés não rastreado no processo decisório (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 1989a, 2002).

Para o adequado dimensionamento de malhas amostrais em contextos regionais, é fundamental que a delimitação espacial da exposição identifique usos do solo na região impactada, ocorrência de populações tradicionais e populações sensíveis, o que

exige julgamento técnico profissional e governança institucional para a correta escolha dos pontos de amostragem a serem avaliados. O **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005; 2015) recomenda que julgamentos profissionais não sejam aplicados isoladamente, mas avaliados por equipes institucionais independentes ou corresponsáveis, garantindo que decisões amostrais considerem não apenas critérios ambientais, mas implicações de saúde pública e vulnerabilidades regionais, evitando lacunas decisórias em cenários de múltiplos estressores e dados incompletos.

Assim, o desenho amostral deve ser composto pela associação entre uma malha sistemática triangular (*Systematic Grid Sampling*), dimensionada com base em dados secundários preliminares validados, e uma camada de pontos direcionados (*Judgmental Sampling*), definidos com base em julgamento técnico institucionalmente validado, para capturar cenários comuns de exposição direta em áreas impactadas específicas. A primeira malha deve ter como objetivo fornecer dados suficientes para o entendimento espacial da contaminação, enquanto a segunda deve buscar representar pontos de exposição específicos associados a cenários de exposição.

Para tanto, diferentes tipos de Pontos de Amostragem (PDA) devem compor a malha amostral dimensionada para a investigação do perigo à saúde humana, de tal forma que os objetivos definidos, tanto para a malha sistemática quanto para a malhar de julgamento profissional, sejam adequadamente alcançados.

5.1.1.3 Tipos de pontos de amostragem

A definição dos tipos de pontos de amostragem deve assegurar a representatividade espacial, a usabilidade estatística dos dados e a coerência inferencial do MCE. A quantificação da exposição e do risco depende diretamente da disponibilidade de dados comparáveis e rastreáveis, uma vez que nenhuma linha de evidência isolada – química, espacial ou epidemiológica – é suficiente para representar exposições associadas a impactos ambientais complexos. Assim, torna-se necessária a definição de diferentes tipos dos pontos de amostragem capazes de atender a funções inferenciais distintas no processo decisório. Nesse contexto, três classes de pontos devem ser obrigatoriamente incorporadas ao PIA, cada qual com objetivos técnico-científicos distintos, porém complementares:

- **Pontos para Identificação de Contaminação Potencial (ICP)**: destinados à identificação da contaminação, identificação de hotspots e definição da C_{MAX} e $C_{UCL95\%}$, possuem função diagnóstica exploratória, com o objetivo de verificar a presença, a especiação química e a distribuição inicial das SQI na região impactada;
- **Pontos para cálculo do Valor de Referência da Área e Livre de Influência da Fonte (VRA)**: destinados à função quantitativa inferencial para quantificação e determinação estatística do background regional não relacionado a FPC;
- **Pontos para Controle Exposicional (PCE)**: destinados a estabelecer controles comparativos e inferenciais para a avaliação do risco incremental, por meio da confrontação entre condições ambientais de contato humano e condições de ausência presumida de exposição.

5.1.1.3.1 Identificação de potencial contaminação

Os pontos de amostragem destinados à identificação de potencial contaminação (PDA_{IPC}) devem representar os PDE localizados em cada UA, bem como auxiliar no mapeamento espacial dos gradientes de concentração nos locais impactados pelo evento regional de contaminação. Isso possibilita o mapeamento de regiões de *hotspots* e o refinamento da delimitação e da caracterização preliminar das Unidades de Exposição (UE), como será discutido no subitem 6.1.2 (Unidades de exposição), a partir da análise espacial da exposição, contribuindo para a redução de ambiguidades relacionadas à distribuição da exposição e para a sustentação estatística das inferências de perigo à saúde humana.

A locação dos PDA_{IPC} deve considerar a delimitação espacial dos PDE definidos no MCE, seguindo a lógica combinada de amostragem sistemática em malha com refinamento direcionado pelo julgamento profissional (*Systematic Grid + Judgmental Refinement*), conforme recomendado pelo VSP (GILBERT; PULSIPHER, 2004; USEPA, 2020). Esses pontos devem representar os compartimentos ambientais de interesse para exposição em locais de ocorrência plausível da contaminação, segundo os cenários de exposição previstos no MCE, considerando solo superficial e subsuperficial, sedimento superficial e subsuperficial, água superficial para consumo humano e recreação, água subterrânea para consumo humano, material particulado suspenso em ambientes abertos, material particulado depositado na forma de poeira em ambientes fechados.

Os PDA_{IPC} devem ser locados em quantitativo adequado para representar a Máxima Concentração no Ponto de Exposição (C_{MAX}) ou utilizados como base de cálculo estatístico inferencial de limites de confiança (ex.: UCL95%) para definição da $C_{UCL95\%}$, para reduzir vieses de subestimação da concentração real que gerem perigo em UA pouco homogêneas, conforme estabelecido nos **Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards for Soils and Solid Media** (USEPA, 1989b) e no **Guidance for Data Useability in Risk Assessment** (USEPA, 1992a).

O uso de C_{MAX} como valor primário de participação na quantificação do risco alinha-se ao caráter precaucional recomendado tanto pela USEPA quanto pela OMS, sobretudo em eventos regionais. Nesses eventos a distribuição da contaminação não é homogênea e pode apresentar zonas críticas de exposição concentrada, que exigem priorização de PDA_{IPC} capazes de capturar o *hotspot* físico-químico da contaminação (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010; OMS, 1999; USEPA, 1989a). Entretanto, para a definição final do valor a ser utilizado para quantificação da exposição, é fundamental que seja realizada a avaliação espacial da ocorrência das SQI na UE em estudo com base no cálculo estatístico da $C_{UCL95\%}$. Isso se justifica porque o número de amostras deve ser dimensionado também para o cálculo estatístico inferencial de limites de confiança, o que confere maior representatividade espacial para a investigação do perigo à saúde humana.

Além da determinação da C_{MAX} e do cálculo da $C_{UCL95\%}$, os dados analíticos laboratoriais obtidos nos PDA_{IPC} podem ser utilizados para gerar superfícies de interpolação espacial e mapas de contaminação por compartimento ambiental e por SQI. Esses produtos permitem a elaboração de mapas temáticos de ocorrência de anomalias químicas que apoiarão, na etapa de avaliação da exposição (capítulo 6), a segmentação espacial das UA em UE, assegurando coerência geográfica e base espacial

contínua para a caracterização do perigo, e para a quantificação da exposição nas etapas subsequentes da ARSH.

A proposta de construção desses mapas segue lógica similar à adotada em grandes eventos internacionais de contaminação regional, como o caso Gold King Mine, nos EUA, em 2015[27], no qual a validação espacial e o reporte individualizado de *hotspots* foram essenciais para a interpretação causal e a legitimação social do risco (HORNE *et al.*, 2023; OMS, 2017).

A representatividade dos dados obtidos nos PDA_{IPC}, entretanto, não deve ser assumida de forma determinística, mas demonstrada a partir de métricas de qualidade de dados e estatística inferencial aplicável ao desenho amostral, conforme detalhado no **Data Quality Assessment** (**DQA**) (USEPA, 2006). Esse documento técnico recomenda o uso de limites de confiança, testes de comparabilidade entre duplicatas, avaliação de consistência metodológica e rastreabilidade documental como condições constitutivas da usabilidade de dados para estudos de ARSH.

Assim, o conjunto de dados resultante dos PDA_{IPC} sustentará, com base espacial e estatística coerentes, as duas funções centrais da fase de identificação do perigo em contaminações regionais: (i) a determinação conservadora das concentrações críticas de exposição; e (ii) a espacialização da ocorrência da contaminação em compartimentos ambientais de interesse do MCE. Isso permite, adicionalmente, que o risco seja quantificado e posteriormente contextualizado por meio da análise de incertezas e sensibilidade conforme item 8.5 (Avaliação de incertezas).

5.1.1.3.2 Quantificação do valor de referência da área

A quantificação do Valor Representativo da Área e Livre de Influência da Fonte (VRA), denominado na literatura internacional como *reference area concentration* ou *background baseline*, estabelece a base comparativa a partir da qual se distingue o incremento de contaminantes atribuível ao evento regional de contaminação em relação às condições preexistentes da região impactada. Dados para a representação regional devem ser obtidos por meio de estratégias amostrais que garantam rastreabilidade, comparabilidade entre métodos e representatividade espacial e estatística, evitando que uma linha isolada seja interpretada como suficiente para caracterizar a condição basal do meio físico, conforme **RAGS A**, capítulo 5 (Data Evaluation) e item 8.4 (Assessment and Presentation of Uncertainty) (USEPA, 1989a). Sendo assim, os valores de VRA devem ser derivados de pontos sem influência da FPC (*source-free points*) e que considerem variações geoquímicas regionais naturais e contribuições antrópicas históricas independentes do evento regional avaliado.

Os pontos de amostragem para quantificação do VRA (PDA_{VRA}) devem ser obrigatoriamente locados fora da influência dos locais em que exista plausabilidade de ocorrência de contaminação e dos locais onde foram locados os PDA_{IPC}. Esses pontos terão como função fornecer amostras ambientalmente representativas e não enviesadas

[27] Vazamento de águas residuais tóxicas da mina Gold King, em 2015, na bacia hidrográfica do rio Animas, em Silverton, Colorado.

para compor um lote mínimo de dados suficientes estatisticamente para a estimativa do *background* regional não influenciado pelas FPC e FSC, permitindo posterior cálculo do limite superior de confiança (UCL95%) por compartimento do meio físico (solo, água subterrânea, água superficial e sedimento). Preferencialmente, a locação deve seguir a lógica proposta pelo VSP (Triangular systematic grid) para assegurar eficiência de cobertura em contornos irregulares e identificação de concentrações máximas de ocorrência regional (*background hotspots*) (GILBERT; PULSIPHER, 2004; USEPA, 2020).

Para compartimentos ambientais em que a coleta de amostras para quantificação do VRA não seja possível ou não seja tecnicamente defensável – como sedimento, água superficial ou solo nos quais não há possibilidade de locação de PDA_{VRA} sem influência espacial e temporal das FPC e FSC –, as concentrações de ocorrência regional devem ser definidas a partir de bases de dados secundários pré-evento. Neste caso, é importante lembrar que esses dados devem atender aos requisitos mínimos de QA/QC, à comparabilidade metodológica e à rastreabilidade documental, conforme preconizado no **Guidance for Data Useability** (USEPA, 1992a), no capítulo 5.4 do **RAGS A** (USEPA, 1989a) e no **Statistical DQA** (USEPA, 2006).

Em estudos de impactos regionais, os PDA_{VRA} devem ser posicionados em locais sem influência direta ou indireta das FPC ou FSC, seguindo a lógica de *attainment testing spatial exclusion zones*[28]. Nesse contexto, essas zonas correspondem a áreas que não atendem aos critérios para representar as condições de referência regional, sendo, portanto, excluídas da seleção de pontos destinados à caracterização do *background*. Essa abordagem é compatível com avaliações internacionais como Baia Mare (Romênia, 2000), Ajka (Hungria, 2010) e Gold King Mine (EUA, 2015), nas quais áreas totalmente impactadas exigiram restrições de coleta de pontos de *background* e complementação por áreas externas de referência (GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011; HORNE *et al.*, 2023; UNEP, 2000; ZULFA; WALKER; YORE, 2024).

5.1.1.3.3 Controle da exposição humana

A etapa de caracterização da exposição humana, capítulo 6 (AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO EM CONTEXTOS REGIONAIS), em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação requer a definição de pontos amostrais especificamente destinados ao controle da exposição, cuja função metodológica difere tanto dos pontos de *background* geoquímico não relacionado a FPC e as FSC (PDA_{VRA}) quanto dos pontos de investigação direta do contato com as SQI (PDA_{IPC}). Nesse sentido, a estratégia de aquisição de amostras de controle deve permitir verificar se as concentrações a serem utilizadas para estimar as doses e concentrações de exposição são utilizáveis e representativas dos

[28] *Attainment testing* é o procedimento de verificação baseado em critérios estatísticos e espaciais que determina se um conjunto de amostras atinge um objetivo de qualidade ou um padrão regulatório (por ex.: representar condições de background). Quando aplicado a spatial exclusion zones, o attainment testing incorpora a regra adicional na qual os dados só podem ser considerados válidos se forem coletados dentro dos limites de uma área em avaliação (por ex.: UA ou UE) e fora das zonas de exclusão espacial. Zonas de exclusão espacial são sub-regiões previamente delimitadas como potencialmente influenciadas pelas FPC e FSC, onde não se espera que amostras representem o baseline regional do compartimento avaliado.

cenários de exposição, sem induzir vieses que comprometam a interpretação causal ou a proporcionalidade do risco à saúde humana.

Nesse contexto, os pontos de amostragem para controle da exposição humana (PDA_{PCE}) são locados fora da influência dos locais onde exista plausabilidade de ocorrência de contaminação e dos locais onde foram locados os PDA_{IPC} – conforme princípios de exclusão espacial aplicáveis ao attainment testing e à representatividade espacial (GILBERT; PULSIPHER, 2004; USEPA, 2002).

Ao contrário dos PDA_{VRA}, que têm como função caracterizar concentrações representativas da área livres da influência da fonte para fins de baseline ou background, os PDA_{PCE} são estabelecidos para responder a uma questão distinta: avaliar se as condições ambientais e comportamentais da UA podem sustentar exposição plausível aos receptores humanos. Essa avaliação deve estar vinculada aos cenários identificadas no MCE, sem a necessidade de corresponder espacialmente aos mesmos polígonos de *background* ou aos *hotspots* de concentração máxima.

Metodologicamente, o uso dos PDA_{PCE} fortalece o modelo de avaliação da exposição humana materializado no MCE porque permite:

- Verificar se existem condições ambientais comparáveis e inferencialmente utilizáveis para os mesmos caminhos de exposição, mas sem exigir colocalização com pontos PDA_{IPC} ou PDA_{VRA};
- Testar a adequação dos parâmetros da Máxima Exposição Razoável (MER) em um conjunto mais amplo das populações impactadas;
- Separar a função de controle da exposição humana da função de *background* geoquímico, reduzindo vieses interpretativos na caracterização do risco incremental;
- Introduzir camadas formais de QA/QC, especialmente quando os dados são utilizados em análises probabilísticas de risco ou *Probabilistic Risk Assessment* (PRA), em que o controle da incerteza amostral é parte constitutiva da avaliação.

Os PDA_{PCE} locados para estudos de ARSH em eventos regionais de contaminação devem constituir uma linha de evidência de controle exposicional. Sua utilidade inferencial reside em: (i) reduzir ambiguidades interpretativas na avaliação da exposição humana; (ii) garantir rastreabilidade espacial e documental do processo amostral; e (iii) subsidiar decisões proporcionais de gerenciamento do risco adicional em saúde pública avaliado conforme item 8.3 (Avaliação do risco adicional). Esses pontos não requerem colocalização com pontos de *background* ou com pontos de investigação da contaminação, reforçando que conclusões de risco em contextos de contaminação regional não são neutras nem determinísticas, mas inferenciais, transparentes e baseadas em múltiplas evidências convergentes.

5.1.1.3.3.1 Relação com o conceito de Ponto de Conformidade

O conceito que define os PDA_{PCE} tem como base o conceito de *Point of Concern* (POC) desenvolvido pela USEPA, OMS e ATSDR. Na literatura técnico-científica internacional sobre ARSH, o conceito de *Point of Concern* (POC) é empregado para

orientar a transição entre a análise técnica dos dados e a tomada de decisão em saúde pública e meio ambiente. Embora o termo não seja formalmente definido de maneira única e padronizada, ele é utilizado de forma convergente pela USEPA, pela ATSDR e pela OMS como um elemento utilizado no processo decisório sobre condições de exposição humana que demandam atenção institucional, avaliação aprofundada e, potencialmente, ações de remediação ambiental e gestão de saúde pública. No âmbito da USEPA, especialmente no **RAGS** (USEPA, 1989a) e **Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making** (USEPA, 2014a, 2023), o POC é definido como o ponto no qual os resultados quantitativos da avaliação de risco — como doses estimadas, concentrações ambientais ou métricas de risco — ultrapassam, se aproximam ou entram em conflito com valores de referência para saúde ambiental (âmbito da saúde pública) ou critérios regulatórios adotados para recuperação e remediação ambiental (âmbito do meio ambiente).

O POC é um ponto de controle temporal da exposição que é utilizado para avaliar situações em que o Índice de Perigo não Carcinogênico (*Hazard Quotient* ou *Hazard Index*) é igual ou superior à unidade, ou quando o Risco Incremental de Câncer (RC) excede o intervalo considerado aceitável para fins regulatórios. Contudo, a USEPA enfatiza que o POC não deve ser interpretado como uma previsão determinística de ocorrência de agravos à saúde, mas como um gatilho técnico para refinamento da avaliação, análise de incertezas, aprofundamento toxicológico e eventual decisão de gerenciamento do risco, sempre fundamentado no princípio da proteção da saúde humana.

A ATSDR, por sua vez, amplia e aprofunda o conceito de POC ao incorporá-lo à lógica da saúde pública. No **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005, 2015), o POC é compreendido como uma condição na qual a exposição estimada de uma população a uma substância química não pode ser considerada desprezível do ponto de vista da saúde, especialmente quando envolve populações sensíveis ou contextos sociais de vulnerabilidade. Para a ATSDR, o POC pode ser identificado não apenas quando valores de referência quantitativos, como os Minimal Risk Levels (MRL), são excedidos, mas também quando exposições se aproximam desses valores, quando múltiplas vias de exposição coexistem, quando há coexposição a várias substâncias químicas ou quando fatores socioambientais e fisiológicos podem potencializar efeitos adversos. Sendo assim, o POC assume um caráter claramente precaucional, funcionando como base para recomendações de saúde pública, vigilância em saúde, ações preventivas e comunicação do risco, mesmo em cenários nos quais a incerteza científica ainda é significativa.

Segundo a OMS, particularmente no documento **Environmental Health Criteria 210: Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals** (OMS, 1999), o POC não representa um limiar fixo, mas como uma zona interpretativa de preocupação, na qual a integração do peso da evidência disponível — incluindo dados epidemiológicos, experimentais e quantificáveis — indica que não é possível excluir a ocorrência de efeitos adversos à saúde humana. Nesse contexto, o POC é associado à plausibilidade biológica do modo de ação, à coerência entre diferentes linhas de evidência e à consideração explícita das incertezas inerentes às extrapolações de dose, especialmente em baixas concentrações e exposições crônicas.

A análise comparativa entre os referenciais da USEPA, ATSDR e WHO revela uma convergência conceitual importante: o POC não representa, a partir das concentrações analíticas das SQI obtidas nesses pontos, um limiar clínico absoluto nem uma confirmação de dano, mas sim um marco de prudência científica e responsabilidade institucional, a partir do qual a exposição ambiental passa a merecer atenção diferenciada. Em todos os casos, o POC está intrinsecamente vinculado ao uso do peso de evidências (Weight of Evidence – WOE), à explicitação das incertezas e à necessidade de contextualização social e territorial da exposição. Em cenários complexos, como eventos regionais de contaminação, o POC tende a deixar de ser um ponto isolado para assumir a forma de zonas ou unidades de preocupação, frequentemente associadas a UE (ver item 6.1.2), *hotspots* ou populações específicas.

Sendo assim, para o adequado desenvolvimento de estudos de ARER considerando eventos regionais de contaminação, a utilização de PDA_{PCE} para entendimento do controle exposicional é fundamental e indispensável tanto no âmbito da saúde pública (ARSH-SP) quanto no âmbito do meio ambiente (ARSH-MA).

5.2 Qualidade dos dados ambientais e validação da usabilidade

A qualidade dos dados ambientais e a validação da usabilidade em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação exige um encadeamento metodológico rigoroso, capaz de assegurar a validade espacial, físico-química, estatística e documental das evidências que sustentarão as inferências toxicológicas, a quantificação da exposição e o processo decisório regulatório. Sendo assim, os dados ambientais utilizados na identificação e caracterização do perigo, na estimativa da exposição e na quantificação do risco devem ser demonstradamente válidos, representativos, rastreáveis, comparáveis e utilizáveis para fins decisórios, evitando a propagação de vieses de coleta, medições inconsistentes e inferências não suportadas por evidência suficiente (USEPA, 1989a, 1992a, 2006).

Ao final da etapa de validação de dados ambientais, a identificação do perigo em contextos regionais deve dispor de um corpo de dados consolidado, submetido a critérios formais de usabilidade, aderência metodológica e robustez estatística, de modo a subsidiar a interpretação causal entre a contaminação ambiental e os potenciais efeitos adversos à saúde humana. Essa validação envolve a verificação sistemática de um conjunto de requisitos mínimos e preferenciais, descritos a seguir.

5.2.1 Controle e garantia da qualidade

O controle de qualidade no processo na identificação do perigo à saúde humana deve ser direcionado – especialmente em contextos regionais de contaminação – para o entendimento da influência que o processo de aquisição de amostras ambientais e a quantificação analítica laboratorial exercem sobre os resultados dos dados primários. A confiabilidade de qualquer inferência sobre perigo depende da demonstração de que os dados amostrais foram produzidos sob um sistema estruturado de garantia e controle de qualidade (QA/QC), capaz de evitar contaminações exógenas, reduzir vieses de seleção, assegurar rastreabilidade documental e permitir comparabilidade entre diferentes campanhas e matrizes ambientais.

5.2.1.1 Amostras e procedimentos de coleta

A validação dos PDA, constitui o primeiro filtro de usabilidade do conjunto de dados. Os PDA devem ser identificados em sistemas métricos universais, como o Universal Transverse Mercator (UTM), garantindo comparabilidade geoespacial e rastreabilidade institucional, conforme recomendado pelo **Framework for Metals Risk Assessment** (USEPA, 2007a). O uso de coordenadas UTM (E, N) permite a verificação objetiva da inserção espacial dos pontos dentro dos limites da UA, evitando a definição inadequada de *hotspots* e erros de inferência exposicional. Quando pontos não são georreferenciáveis, diretrizes do **RAGS A** (USEPA, 1989a) e da ATSDR (2005, 2015) recomendam que os dados sejam corrigidos ou tratados junto às equipes de campo por meio de contato institucional formal, evitando descarte prematuro de evidências que poderiam ser recuperadas. Essa etapa também mitiga o viés de seleção espacial, uma vez que pontos não verificáveis podem gerar EU, subitem 6.1.2 (Unidades de exposição) irreais ou subestimar exposições reais (GILBERT; PULSIPHER, 2004; USEPA, 2006).

5.2.1.1.1 Amostras da Mistura Contaminante Primária

A validação de amostras da Mistura Contaminante Primária (MCP) original, pura e associada a FPC, subitem 4.5.2.1 (Fontes primárias de contaminação), é particularmente crítica em eventos regionais de contaminação. MCP após a liberação para o meio ambiente a partir da atuação do mecanismo primário de liberação, sem estar misturada com solo, sedimento ou detritos (MCS), é classificada como resíduos sólidos ambientais, conforme ABNT NBR 10.004 e ABNT NBR 10.007 (ABNT, 2004, 2004). Nesse contexto, a coleta deve atender aos critérios formais de QA/QC, acondicionamento, preservação e rastreabilidade documental previstos nas normas técnicas acima. O **RAGS** (USEPA, 1989a) reforça que amostras da MCP associada a FPC podem ser utilizadas para quantificação de cenários de exposição ocupacional direta, especialmente por contato dérmico ou ingestão acidental de partículas.

5.2.1.1.2 Amostras de branco de amostragem

Amostras de branco são amostras preparadas e analisadas sem a presença intencional do analito, isto é, da substância ou contaminante que se deseja medir, utilizadas para identificar possíveis contaminações ou interferências introduzidas durante as etapas de coleta, transporte, preparo ou análise laboratorial, permitindo avaliar a confiabilidade dos dados analíticos.

A validação de amostras de branco, cumpre papel essencial na garantia da qualidade da amostragem, haja vista que metais na forma de partículas suspensas e compostos orgânicos na fase vapor podem ser introduzidos no processo por

contaminação cruzada[29], aderência ao equipamento, transporte ou falhas operacionais de campo.

Conforme o **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011), o **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras** (ANA; CETESB, 2023), o **Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas** (ABNT, 2015a) e as diretrizes do **Data Quality Assessment** (**DQA**) (USEPA, 2006), a validação do processo de amostragem em estudos de ARSH deve incluir o uso de amostras de controle, destinadas a avaliar possíveis interferências introduzidas durante as etapas de coleta, transporte, preparo e análise. Entre essas amostras de controle, destacam-se o branco de campo, o branco de equipamento, o branco de viagem e o branco de temperatura, utilizados para verificar, respectivamente, contaminações associadas às atividades de campo, aos instrumentos de coleta, ao transporte das amostras e às variações de temperatura.

A ATSDR (2005, 2015) e OMS (1999, 2017) reforçam que o Balanço de Evidências (*Weight of Evidence* – WOE[30]), aplicado à validação da amostragem por meio da análise dos brancos, deve qualificar a força da evidência associada à qualidade dos resultados analíticos, bem como à consistência e à representatividade do lote. Nesse contexto, os dados não devem ser automaticamente descartados, mas ter seu peso inferencial ponderado, conforme a magnitude do impacto ambiental causado pelo evento regional de contaminação.

Para quantificar a aceitação do branco em contextos regionais, deve ser adotado o critério conservador baseado em lógica de *attainment testing*[31] (USEPA, 1989a), conforme a seguir:

- Se a SQI ocorre na amostra de branco em concentração superior ao Limite de Quantificação da Amostra (LQ_{AMT}), avalia-se: se 5 vezes a concentração do branco (C_{BRANCO}) é:
    - superior à menor ocorrência da Concentração da SQI (C_{SQI}) no lote:
        - Se sim → indica falha de QA/QC e o lote é sinalizado como problemático;

[29] Contaminação cruzada é a transferência não intencional de uma substância ou contaminante de uma amostra, material ou etapa do processo para outra, podendo ocorrer durante a coleta, o preparo ou a análise laboratorial e comprometer a confiabilidade dos resultados. Por exemplo, o uso do mesmo frasco, da mesma ferramenta ou do mesmo equipamento de coleta sem limpeza adequada pode transferir resíduos de uma amostra contaminada para outra originalmente limpa.

[30] WOE é a prática de avaliar o risco considerando o conjunto das evidências disponíveis, atribuindo pesos relativos à sua qualidade, consistência e relevância.

[31] Neste contexto, *attainment testing* corresponde ao procedimento estatístico-inferencial aplicado a um conjunto de dados amostrais, projetado para: (i) comparar concentrações medidas (ou modeladas) com critérios de aceitação (ex.: valores orientadores, padrões de qualidade, PLA, VRA, RME/RfD/RfC etc.); (ii) avaliar se o conjunto de amostras atinge o padrão de conformidade com um limite de confiança, tipicamente 95%; (iii) determinar se o limite estatístico superior (UCL95%) das concentrações é menor ou igual ao critério de aceitação; (iv) incorporar censored data, outliers e controles de QA/QC na decisão de usabilidade; (v) sustentar decisões regulatórias robustas, como: manter o dado, invalidar o lote, refinar os limites da UE, propor coletas adicionais, ou reavaliar o cenário de exposição.

- Se não → o branco não invalida o lote.

- Se não for superior à menor ocorrência da concentração da SQI (C_{SQI}) no lote, o branco não invalida o lote.

Esse procedimento é compatível com o tratamento conservador de dados censurados (*censored data*)[32] em *Data Quality Assessment* (DQA) e avaliações probabilísticas do VSP (USEPA, 2006, 2020).

A frequência mínima de coleta de brancos, deve seguir o proposto em ANA & CETESB (2023), USEPA (2011) e ASTM (2017, 2021), em que:

- Branco de campo: 1 por atividade ou a cada 10 amostras;
- Branco de equipamento: 1 por uso do equipamento;
- Branco de viagem/temperatura: 1 por recipiente de refrigeração por viagem.

O critério de invalidação baseado no WOE, determina que, caso qualquer teste crítico falhe, invalida-se a amostra, o lote ou toda a campanha, dependendo da magnitude da falha, garantindo proporcionalidade metodológica e evitando falsa confiança em dados enviesados (ATSDR, 2015; OMS, 2017; USEPA, 1989b, 1992a, 2006).

5.2.1.1.3 Custodiamento amostral

A validação da preservação e do custodiamento de amostras pela utilização de Cadeias de Custódia (*Chain of Custody* – COC)[33] é requisito mandatório de rastreabilidade documental no processo de amostragem para estudos de ARSH. Conforme a ABNT NBR 16.435 (ABNT, 2015a) e o **Guidance for Data Useability** (USEPA, 1992a, 2006), as fichas de campo e de COC devem conter, obrigatoriamente: (i) identificação do projeto e da UA; (ii) compartimento ambiental amostrado; (iii) SQI a serem analisadas e preservantes utilizados, quando aplicável; (iv) datas, horários e temperatura de amostragem e chegada ao laboratório; (v) assinaturas do responsável pela coleta, pelo transporte e pelo recebimento.

A ausência desses documentos, ou seu preenchimento inadequado, deve introduzir necessariamente incerteza estrutural crítica e implicar a invalidação automática do lote de amostras, salvo quando a documentação puder ser recuperada por meio de contato formal com as equipes de campo geradoras de dados, seguindo a lógica de não descarte mínimo de evidências sob pressão decisória (HORNE *et al.*, 2023; OMS, 2017).

[32] Dados censurados são resultados analíticos em que a concentração real do contaminante não é conhecida, sendo reportada apenas como inferior ou superior a um limite do método analítico (por exemplo, abaixo do limite de detecção ou de quantificação), exigindo tratamento específico na avaliação da qualidade dos dados para ARSH.
[33] Cadeia de custódia é o conjunto de registros e procedimentos que documentam quem coletou, manuseou, transportou e analisou uma amostra, garantindo que ela não foi trocada, alterada ou contaminada ao longo do processo.

5.2.1.2 Análises químicas laboratoriais

Dados laboratoriais destinados ao controle e à garantia da qualidade analítica (QA/QC laboratorial) em estudos de ARSH voltados a contextos de eventos regionais de contaminação devem atender aos critérios de usabilidade e comparabilidade. Esses dados devem demonstrar limites de detecção e quantificação adequados, precisão aceitável, exatidão documentada, controle de interferentes e rastreabilidade metrológica dos padrões utilizados. Em estudos aplicados à saúde pública, a validação deve reconhecer limitações metodológicas sem descartes automáticos, aplicando abordagem de força da evidência e juízo inferencial transparente, sobretudo quando dados são utilizados sob pressão decisória em eventos regionais.

O conceito de atendimento a critérios de qualidade analítica com base no *attainment testing* foi consolidado pela USEPA (USEPA, 1989a) para verificar se um conjunto de amostras representa adequadamente um meio físico e se os resultados analíticos são comparáveis com padrões ambientais, lançamento de efluentes ou remediação ambiental, sendo aplicável tanto a metais quanto a compostos orgânicos em matrizes sólidas e líquidas. A OMS (1999, 2009a, 2015) reforça que a avaliação da qualidade do dado químico em estudos ambientais complexos deve evitar falsa precisão, valorizar plausibilidade e aplicabilidade dos métodos empregados e integrar resultados laboratoriais a um juízo sistêmico de exposição crônica multívias[34], considerando interferentes[35], *cross-media transport* (deslocamento de contaminantes entre diferentes meios ambientais), especiação e incertezas de medição como parte constitutiva do processo decisório em saúde pública e meio ambiente.

A validação laboratorial em estudos de ARER, portanto, deve integrar três dimensões indissociáveis: (i) conformidade físico-química e estatística dos resultados; (ii) QA/QC documental e instrumental do processo de análise; e (iii) coerência espacial e temporal do conjunto amostral frente ao MCE (GILBERT; PULSIPHER, 2004). Essa integração evita que resultados analíticos quimicamente válidos, porém espacialmente não representativos, sustentem inferências equivocadas de perigo ou dose. Esse erro crítico foi observado em grandes desastres internacionais, como Exxon Valdez (EUA, 1989), Baia Mare (Romênia, 2000) e Gold King Mine (EUA, 2015), nos quais lacunas de QA/QC e subestimação de variabilidade territorial comprometeram decisões iniciais e exigiram revisões posteriores dos estudos ambientais.

Para água superficial, interferentes como matéria orgânica dissolvida, sólidos em suspensão e variações sazonais de vazão podem introduzir ruído analítico significativo. Protocolos da USEPA e da OMS orientam controle sistemático de turbidez, pH, Eh, oxigênio dissolvido e preservação química imediata, pois erros nessa etapa afetam diretamente a estimativa da concentração no ponto de exposição (C_{MAX} ou $C_{UCL95\%}$) e o cálculo de dose de ingresso por ingestão ou contato dérmico em comunidades ribeirinhas, como observado nas enchentes de Kalimantan (Indonésia, 2021), nas quais

[34] Embora os dicionários normativos registrem a forma "multívio", utiliza-se neste trabalho "multivias" para designar a existência de múltiplas vias, por ser termo corrente em ARSH.
[35] Inferentes são elementos que, embora não sejam o foco da análise, interferem nos resultados e na compreensão da exposição real.

decisões de evacuação foram moduladas pela percepção comunitária da qualidade da água e do perigo toxicológico, reforçando a necessidade de integração entre confiança laboratorial e diálogo social (OMS, 2017; ZULFA; WALKER; YORE, 2024).

Para águas subterrâneas, coeficientes como Kd, gradientes hidráulicos, variações de condutividade e processos de partição líquido-vapor influenciam a recuperação analítica laboratorial de compostos orgânicos voláteis (VOC) e semivoláteis (SVOC). Diretrizes da USEPA e da ATSDR recomendam UCL95%, controle de brancos, duplicatas, *spikes*[36] e padrões analíticos rastreáveis, pois desvios nesses critérios comprometem a inferência da exposição humana, como verificado em estudos brasileiros de contaminação por organoclorados e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH) em aquíferos e zonas vadosas[37] (BERTOLO, 2017; HIRATA; FERNANDES, 2020b; MAXIMIANO, 2014).

Para solo e sedimento, a validação química regional deve reconhecer que a heterogeneidade granulométrica, o teor de carbono orgânico total (TOC), a capacidade de troca catiônica (CTC), os óxidos de ferro e manganês (Fe/Mn) e os processos de sorção não linear modulam a recuperação analítica laboratorial, a aderência dos padrões e a usabilidade do dado toxicológico incremental. Essa complexidade foi extensivamente documentada pela USEPA em métodos formais de *Data Quality Assessment* e em *frameworks* de risco para metais e orgânicos, exigindo avaliação crítica de interferentes, *outlier testing*[38], UCL95%, *spikes*, brancos e comparabilidade metrológica dos padrões usados em laboratório (USEPA, 1989b, 2006).

Para material particulado inalável (PM10, PM2.5) e poeira em ambientes fechados, protocolos da ASTM e da USEPA consolidam o uso de *micro-vacuum sampling*, fracionamento de tamanhos de partícula, brancos de equipamento e avaliação de exatidão laboratorial para metais, VOC, SVOC e pesticidas aderidos a sólidos. Não conformidades nessa etapa afetam diretamente a estimativa de dose de ingresso por deposição dérmica e ingestão mão-boca, especialmente em crianças, cuja frequência de contato com poeira e taxas de ingestão por unidade de massa corporal são significativamente superiores às de adultos (ASTM, 2017, 2021; ATSDR, 2005; OMS, 2017).

Para biota aquática e terrestre, a OMS e a ATSDR reforçam que o transporte de contaminantes pela cadeia alimentar exige validação do método de extração, normalização por lipídios, biomagnificação, bioacumulação e plausibilidade toxicocinética do conjunto de dados laboratoriais. Desvios nessa validação comprometem a caracterização do risco calculado por ingestão de alimentos contaminados, como observado no evento regional de contaminação Gold King Mine, no qual a comunicação de resultados individualizados e culturalmente centrados na

[36] *Spikes*: amostras às quais se adiciona uma quantidade conhecida do contaminante para verificar se o método analítico consegue detectá-lo e medi-lo corretamente.
[37] Zona vadosa é a faixa do solo não saturado acima do nível da água subterrânea por onde contaminantes podem ser transportados por infiltração antes de alcançar o aquífero.
[38] *Outlier testing*: verificação estatística para detectar resultados muito diferentes dos demais, que podem distorcer a interpretação dos dados.

população impactadas pelo desastre reforçou a necessidade de rastreabilidade, integração interdisciplinar e diálogo social na validação do perigo incremental (ATSDR, 2005, 2015; HORNE *et al.*, 2023; OMS, 1999, 2017).

A abordagem integrada aqui adotada dialoga com diretrizes internacionais e nacionais de qualidade do dado químico ambiental, consolidando que, em contextos regionais complexos de contaminação, a confiança no dado laboratorial não é apenas analítica, mas espacial, temporal, documental e socialmente contextualizada. Esta deve sustentar inferências robustas e precaucionais na identificação do perigo e nas decisões subsequentes de gerenciamento e comunicação do risco.

5.2.1.2.1 Amostras duplicatas

A incorporação de amostras duplicatas como instrumento de QA/QC laboratorial em estudos associados a cenários de contaminação regional multicompartimental, deve partir da premissa fundamental de que essas amostras devem ser coletadas em número suficiente para representar o lote e permitir a verificação da precisão do método em cada matriz ambiental, com registros rastreáveis e procedimentos consistentes.

A ANA & CETESB (2023) orientam que, para matrizes aquosas, variações na ordem de 20% entre o resultado original (R1) e o resultado da duplicata (R2) são aceitáveis devido à heterogeneidade natural do meio físico. Já a USEPA (2018b) introduz critério complementar baseado na escala do LQ_{AMT}, reconhecendo que a variabilidade aceitável deve considerar o nível de heterogeneidade do compartimento e o potencial de interferência analítica, especialmente em amostras aquosas e não aquosas.

Nesse contexto, a avaliação da precisão replicável das duplicatas é realizada por meio do Percentual de Diferença Relativa (*Relative Percent Difference* – RPD), calculado conforme a equação:

$$\mathrm{RPD} = \left[\frac{(\mathrm{R1}-\mathrm{R2})}{\left(\frac{\mathrm{R1}+\mathrm{R2}}{2}\right)}\right] \times 100$$

A ANA & CETESB (2023) recomendam ainda que duplicatas representem no mínimo 5% do total de amostras do lote, valor compatível com práticas internacionais de **DQA** (USEPA, 2006), que usualmente adotam limiares percentuais mínimos entre 5% e 10%, dependendo da escala do estudo, da variabilidade da matriz e do nível de decisão associado (*screening-level versus baseline risk*) (GILBERT; PULSIPHER, 2004; USEPA, 2006, 2018b). Assim, devem ser consideradas suficientes e representativas as duplicatas que compuserem no mínimo 5% do lote (≥ 5%), permitindo a avaliação crítica da variabilidade replicada e a determinação da usabilidade dos resultados para caracterização da exposição e identificação do perigo regional.

Para amostras aquosas, além do critério de RPD clássico descrito acima, deve ser adotado o critério complementar da USEPA (2018b), que considera que o lote é aceitável quanto à precisão replicável quando:

$$| \mathrm{R1} - \mathrm{R2} | \leq 5 \times \mathrm{LQ_{AMT}}$$

Esse critério é particularmente relevante em estudos regionais com sólidos suspensos, compostos orgânicos particionáveis e matrizes hidrogeoquímicas dinâmicas, nos quais a recuperação instrumental pode ser modulada por processos de partição, solubilização incompleta e interferentes físico-químicos (transferência intermeios e intrameios, emulsificação, sorção a coloides e TOC) (USEPA, 2006, 2011, 2018b).

Para amostras não aquosas (solo, sedimento, poeira e biota), cuja heterogeneidade é significativamente superior à de matrizes líquidas, deve ser adotado o critério de precisão replicável também proposto pela USEPA (1992b) e compatível com boas práticas estatísticas em **DQA**, conforme abaixo:

- RPD < 50% → duplicata é válida e representa precisão aceitável do lote;
- RPD ≥ 50% → aplica-se critério adicional:
    - se $|R1 - R2| \geq 2 \times LQ$ → o dado é considerado impreciso, deve ser discutido com ressalvas e explicitado como incerteza analítica crítica;
    - se $|R1 - R2| < 2 \times LQ$ → a duplicata é considerada válida, pois a diferença observada é compatível com a heterogeneidade intrínseca da matriz.

Essa lógica preserva a coerência com o princípio de que não conformidades de precisão devem ser discutidas, e não simplesmente descartadas, pois contribuem para a caracterização transparente das incertezas remanescentes, conforme prescrito no item 8.4 do **RAGS A** (Assessment and Presentation of Uncertainty) (USEPA, 1989a), que reforça que a precisão replicada é um condicionante da decisão, e não uma predição literal.

Do ponto de vista metodológico, a adoção combinada de RPD clássico, critério $5 \times LQ$ (aquosos) e $50\%/2 \times LQ$ (não aquosos), é consistente com abordagens internacionais aplicadas em exposição multivias e em matrizes heterogêneas em eventos regionais de contaminação. Nesses contextos, a usabilidade do dado químico deve ser validada com rigor analítico, coerência espacial, força inferencial e tratamento explícito das incertezas, preservando a proporcionalidade das conclusões e a robustez das decisões tomadas a partir da ARER.

5.2.1.2.2 Acreditação laboratorial

A acreditação laboratorial constitui um dos pilares de confiabilidade metrológica e rastreabilidade documental em ARSH, especialmente em contextos regionais de contaminação, nos quais decisões regulatórias de órgãos públicos de meio ambiente e saúde pública dependem da demonstração inequívoca de que os dados químicos utilizados são tecnicamente válidos, comparáveis, precisos e gerados sob um sistema de gestão da qualidade auditável.

A norma ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017, equivalente nacional ao padrão internacional ISO/IEC 17025, estabelece os requisitos gerais de competência técnica, imparcialidade e operação consistente de laboratórios de ensaio e calibração, incluindo critérios para validação de métodos, estimativa de incerteza de medição, limites de quantificação, rastreabilidade de resultados, controle de condições ambientais, proficiência analítica e consistência interlaboratorial (ABNT, 2017; ISO, 2018). Seu uso como referência institucional em estudos de ARSH é coerente com práticas nacionais e internacionais, que determinam que apenas dados químicos gerados por laboratórios

comprovadamente competentes e acreditados podem sustentar a quantificação da exposição e a caracterização do risco, evitando a propagação de inconformidades sistêmicas, vieses analíticos e incertezas não reconhecidas no balanço do peso de evidências (USEPA, 1992a, 2006, 2018b).

A abordagem da OMS destaca que a acreditação laboratorial é particularmente crítica em emergências de saúde pública com interface ambiental, pois garante confiança institucional na mensagem, comparabilidade global de métodos e redução da incerteza interpretativa em populações expostas cronicamente a misturas complexas de contaminantes (OMS, 1999, 2017). Essa posição converge com a ATSDR (2005, 2015), que reforça que a competência técnica acreditada não substitui o julgamento inferencial do risco, mas condiciona sua validade, especialmente quando os resultados químicos serão usados para decisões de saúde pública, comunicação comunitária e gerenciamento do risco calculado.

Quando não houver, no Brasil, laboratórios com escopo acreditado para determinada SQI ou matriz ambiental, recomenda-se que a estratégia metodológica siga a ordem lógica de decisão a seguir:

- Verificação da existência de laboratórios nacionais acreditados segundo ABNT NBR ISO 17025:2017;
- Na ausência desses, verificação da existência de laboratórios internacionais acreditados segundo ISO 17025:2017 com escopo equivalente;
- Caso inexistam, planejamento de qualificação metodológica complementar para laboratórios nacionais, incluindo demonstração formal de proficiência, incerteza, LQ rastreável e auditoria documental adicional.

A lógica proposta acima impede a invalidação prematura de evidências críticas em eventos regionais de contaminação, nos quais a ausência de escopo acreditado pode ser lacuna logística, não ausência de competência, devendo ser tratada como incerteza gerenciável, e não como critério automático de exclusão sem tentativa de recuperação documental ou técnica.

5.2.1.2.3 Procedimentos analíticos laboratoriais

A validação de métodos analíticos laboratoriais aplicada a estudos relacionados a eventos regionais de contaminação deve assegurar que os dados químicos utilizados para sustentar inferências toxicológicas e espaciais atendam aos critérios de comparabilidade, sensibilidade analítica, rastreabilidade metrológica, recuperação, incerteza declarada e adequação do método de preparação por matriz ambiental (ABNT, 2017; ATSDR, 2005, 2015; OMS, 1999; USEPA, 1989a, 2006, 2007a).

Conforme estabelecido pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017, a competência técnica do laboratório e a validação formal dos métodos de ensaio e preparo de amostras constituem requisitos indispensáveis para uso de resultados em estudos ambientais, devendo incluir a declaração da incerteza de medição, verificação de limites de quantificação e detecção, ensaios de recuperação e proficiência, e documentação de cadeia de decisão analítica (ABNT, 2017; ISO, 2018). A orientação normativa complementar dada pelo DOQ-CGCRE-008 (INMETRO, 2018) reforça que a validação de

métodos químicos deve ser documentada, transparente e demonstrar desempenho adequado para a finalidade de decisão. Essas diretrizes convergem com o capítulo 5 (Data Evaluation) do **RAGS A**, no qual a USEPA determina que dados químicos utilizados para avaliação de risco devem ser comparáveis, representativos, sensíveis aos Padrões Legais Aplicáveis (PLA) e suportados por ensaios de recuperação, quando aplicável (USEPA, 1989a, 2006).

Em contextos de eventos regionais de contaminação que envolvem não só dados primários gerados especificamente para diagnóstico e caracterização dos impactos ambientais decorrentes do evento, mas também a integração e as análises de dados secundários preexistentes, a etapa de validação das análises químicas laboratoriais deve envolver inicialmente a identificação dos métodos analíticos e os procedimentos de preparação das amostras. Sendo assim, é fundamental verificar se os diferentes métodos analíticos e de preparo são cientificamente comparáveis entre si e tecnicamente aplicáveis a estudos de caracterização ambiental e ARSH aplicada à contaminação em solos, águas, sedimentos, material particulado em suspensão no ar atmosférico, poeira em ambientes fechados e na biota, sempre considerando como base de análise os dados disponíveis sobre ensaios de recuperação (*recovery tests)*, uso de traçadores substitutos (*surrogates*) e amostras fortificadas (*spikes*).

A sensibilidade analítica deve ser avaliada por meio da verificação do LQ_{AMT} e do Limite de Detecção do Método Analítico (LDM), garantindo que:

- os valores de LQ_{AMT} sejam inferiores aos PLA definidos para cada compartimento ambiental, considerando os cenários de exposição identificados no MCE;
- os LDM sejam obrigatoriamente declarados nos laudos e que, em casos nos quais a concentração da SQI não pôde ser quantificada com o nível máximo de confiança, seja reportado se houve ou não detecção instrumental da substância, evitando valores censurados sem qualificação;
- para todas as análises, a incerteza de medição do método deve ser reportada, pois sem ela o dado perde rastreabilidade metrológica e comparabilidade em decisões de gerenciamento do risco com base no risco calculado.

A validação mínima dos laudos analíticos laboratoriais deve exigir que:

- todos os laudos sejam disponibilizados integralmente, pois a ausência documental impede a realização de DQA formal;
- os laudos contenham:
    - percentual de recuperação de traçadores substitutos (*surrogates*), quando aplicável a orgânicos e metais;
    - resultados de branco fortificado do laboratório (*matrix spike*), declarando massa adicionada e recuperada;
    - branco de método inferior ao LDM;
    - unidades analíticas declaradas e incerteza de medição por resultado reportado.

- os limites de quantificação e detecção devem constar no próprio laudo, sendo condição indispensável que LDM < PLA, pois valores maiores tornam o dado insensível à inferência de perigo e risco calculado e risco adicional;
- deve haver declaração formal do método de preparação utilizado para cada grupo de amostras e matrizes, podendo incluir: digestão ácida (HNO_3, HCl, H_2SO_4, H_3PO_4, H_2O_2) por aquecimento convencional, micro-ondas, digestão pressurizada, forno mufla ou mufla de alta temperatura, fusão ou dissolução aquosa, desde que compatível com a matriz e com a finalidade de avaliação de risco.

Em estudos de ARSH, não devem ser aceitos resultados analíticos provenientes de extração total para metais quando o objetivo for a avaliação de exposição humana a SQI presentes no meio ambiente, pois essa abordagem superestima a fração efetivamente disponível ao organismo, contrariando diretrizes de MOA e biodisponibilidade (*bioavailability*). Essa restrição é coerente com protocolos de ARSH na União Europeia (REACH), Canadá (CCME), Austrália (NEPM), e EUA (RAGS), que priorizam frações biodisponíveis, testes de recuperação, proficiência e incertezas declaradas, especialmente em estudos *cross-media*, de exposição crônica e decisão regulatória de órgãos de meio ambiente e saúde pública (ISO, 2018; NRC, 1989; OMS, 1999, 2017; USEPA, 2007a; ZABEO, 2011).

Para estudos de ARER, em caso de não atendimento de qualquer critério crítico, o laudo, o lote ou a campanha analítica relacionada deve ser formalmente invalidado para fins de ARSH, pois introduz incerteza estrutural não mitigável sem reanálise, comprometendo a credibilidade inferencial do perigo e do risco calculado.

5.2.2 Validação da usabilidade

A avaliação de suficiência e a representatividade amostral em eventos regionais de contaminação – nos quais a heterogeneidade espacial da fonte, a complexidade dos caminhos de exposição e as múltiplas condicionantes físico-químicas do meio físico impõem desafios interpretativos sobre a exposição humana – deve ser conduzida de forma a comprovar que o conjunto de dados gerados pelo PIA é estatisticamente suficiente e espacialmente representativo da UA avaliada.

Em eventos regionais de contaminação – como os desastres de Baia Mare (Romênia, 2000), Ajka (Hungria, 2010), Deepwater Horizon (Golfo do México, 2010), Gold King Mine (EUA, 2015) e Mina Córrego do Feijão em Brumadinho (Brasil, 2019) –, observou-se um padrão convergente de desafios amostrais: (i) extensas zonas impactadas com gradientes de deposição; (ii) dispersão multicompartimental (solo, sedimento, água, poeira e ar); (iii) presença de plumas atmosféricas, manchas de deposição no solo superficial e misturas físicas complexas; e (iv) necessidade de exclusão espacial de áreas sob influência direta da fonte para não comprometer a derivação dos VRA e a usabilidade dos dados para quantificação do risco humano.

A representatividade amostral em contaminação regional depende não apenas do número de amostras, mas também da cobertura espacial dada pela distribuição dos PDA, da comprovação da exclusão espacial de zonas sob influência da fonte, da caracterização da variabilidade intrínseca da matriz ambiental e do uso de abordagens

estatísticas ou probabilísticas compatíveis com o objetivo decisório do estudo (USEPA, 2002, 2005a, 2006, 2014c, 2018b).

No caso de Baia Mare, por exemplo, a liberação de cianeto e metais na bacia do rio Tisza exigiu campanhas amostrais com exclusão espacial de áreas de deposição direta para a correta estimativa de concentrações de *background* e modelagem espacial de risco incremental calculado (GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011; UNEP, 2000). Em Ajka, a heterogeneidade do rejeito de lama vermelha e sua dispersão na planície aluvial exigiram a segregação física do meio, a comparação entre áreas impactadas e não impactadas e o uso de amostras de referência livres da influência direta da fonte para fins de inferência de perigo e exposição (GELENCSÉR; MAY; SIMON, 2011). Em Gold King Mine, a devolutiva comunitária demonstrou a importância de que a suficiência amostral seja também percebida como legítima pelas populações expostas, reforçando a transparência e a necessidade de comunicação institucional do processo de amostragem como parte do balanço do peso de evidências (HORNE *et al.*, 2023; OMS, 2017).

Nesse contexto, o desenho amostral probabilístico – como mecanismo de maximização da cobertura espacial, redução do viés de seleção e fortalecimento da representatividade estatística em contornos irregulares, com destaque para malhas triangulares e *grids* sistemáticos – deve ser considerado como alternativa mais eficiente que a aleatoriedade simples na detecção de hotspots e na inferência de parâmetros ambientais.

5.2.2.1 Critérios de suficiência estatística

A suficiência amostral em ARER é definida como a capacidade estatística e espacial de o conjunto de dados representar adequadamente a área investigada e suportar inferências robustas sobre concentrações químicas de SQI, dose de exposição e risco incremental à saúde humana. A suficiência deve ser determinada conforme o objetivo decisório, ou seja, derivação de média populacional, cálculo de percentis de confiança, delimitação de perímetros onde ocorre a exposição humana, ou detecção de *hotspots* com controle de erro tipo I e II. O erro tipo I ocorre ao afirmar que, a partir de teste estatístico, uma região não está "contaminada" (abaixo do parâmetro do risco [Cs[39]]), quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) é 5%. O erro tipo II (β) ocorre ao se afirmar que, uma região está "contaminada" (acima do parâmetro do risco [Cs]), quando de fato ela não está. Uma vez que esse tipo de erro, para as análises considerando avaliação de risco, é um erro a favor da segurança, ou seja,

[39] Variável estatística que representa a Substância Química Crítica (SQC), a qual utilizada como referência para a avaliação da suficiência das demais substâncias químicas analisadas. As SQC representam o cenário menos favorável à suficiência de dados para a investigação do perigo em estudos de ARSH. Dessa forma, uma vez demonstrada a suficiência das SQC, infere-se que as demais substâncias químicas em avaliação também estarão contempladas em termos estatísticos. Para a avaliação estatística com base na SQC, faz-se necessário o estabelecimento de métrica de risco para a avaliação dos resultados (parâmetro de risco, Cs, baseado na concentração da substância química crítica), a qual auxilia na condução das análises inferenciais e nas discussões de suficiência. O Cs pode corresponder ao valor de investigação (VI) da SQI, ou a outra métrica associada a riscos teóricos, como a concentração máxima aceitável (CMA) ou Padrão Legal Aplicável (PLA).

ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora, seu valor adotado na presente metodologia é 20% (USEPA, 2002, 2006, 2018b).

O número mínimo de pontos de amostragem para identificação do perigo à saúde humana em contextos regionais deve ter como base as estratégias estatísticas definidas no **Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards for Soils and Solid Media** (USEPA, 1989b), no **Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners** (USEPA, 2006) e no **Guidance for Data Useability in Risk Assessment - Part A** (USEPA, 1992c). O número de pontos de uma malha amostral suficiente dependerá da variabilidade esperada para o compartimento do meio físico e dos objetivos de *performance* estatística definidos, podendo ser calculado pela fórmula abaixo.

$$n_{amostral} = [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z^2{}_{1-\alpha}$$

onde:

$N_{amostral}$ = número de pontos necessários para suficiência amostral

$Z_{1-\alpha}$, $Z_{1-\beta}$ = valores da distribuição normal padrão para os erros tipo I e tipo II, respectivamente.

D = quociente entre a resolução de detecção (ou diferença relativa detectável mínima) especificada, simbolizada por Δ, e o coeficiente de variação esperado para o compartimento do meio físico (CV). Dessa forma, D = Δ/CV.

A resolução de detecção (Δ) é a diferença relativa entre o parâmetro de risco Cs da substância química analisada a média representativa de uma população não exposta (μ_1) em relação à Cs, expressa em porcentagem. A resolução de detecção pode ser detalhada como Δ = (Cs - μ_1)/Cs. Pode-se entender a resolução de detecção como a diferença mínima entre Cs e μ_1 detectada pela análise estatística dos dados. Em um exemplo com resolução Δ de 15%, a análise de dados permitirá distinguir resultados abaixo de Cs – provenientes de uma população com concentrações menores ou iguais a 85% de Cs – de outra população de dados com concentrações mais próximas ou superiores a Cs. Dessa forma, quanto menor Δ, mais elementos ($n_{amostral}$) serão necessários para distinguir resultados entre as duas populações de dados. A variabilidade dos resultados é função do compartimento do meio físico em avaliação e, nesse caso, se a variabilidade natural associada ao background regional das substâncias químicas for alta (CV > 30%), um esforço de planejamento deve ser realizado no sentido de aumentar o número de amostras suficientes, considerando o coeficiente de variação e dos objetivos de *performance* estatística especificados para a malha de amostragem definida conforme subitem 5.1.1.2 (Desenho amostral).

Para garantir um $n_{amostral}$ suficiente em contextos regionais de contaminação, após a quantificação descrita anteriormente, que permita a adequada usabilidade dos dados primários gerados, em alinhamento com o recomendado pelo VSP, deve ser adotado o número mínimo de ≥ 30 amostras para inferências paramétricas sobre médias regionais associadas a uma UA e percentis com 95% de confiança (GILBERT; KAUTZ; PULSIPHER, 2011; USEPA, 2002, 2006, 2020). A adoção do número mínimo de 30 amostras por compartimento ambiental de interesse, deve ser validada considerando a

área e a escala da UA em avaliação, e heterogeneidade do compartimento de interesse do meio físico.

Além do quantitativo mínimo sugerido, a suficiência estatística deve ser assegurada quando o conjunto de amostras permite inferência sobre a distribuição de concentração ambiental com controle adequado de erro e margem de confiança, especialmente em análises de risco incremental. O **RAGS** e o **DQA** orientam que a variabilidade natural do meio e a heterogeneidade da matriz devem ser incorporadas por meio de métricas como RPD em duplicatas, intervalos de recuperação em amostras fortificadas (*spike*), uso de *surrogates*, brancos de método, controle de precisão, exatidão e limites de quantificação inferiores aos PLA, além da apresentação obrigatória da incerteza de medição do método (ABNT, 2015a; ANA; CETESB, 2023; ATSDR, 2005, 2015; INMETRO, 2018; OMS, 1999, 2017; USEPA, 1989b, 1992b, 2006).

Para uso em modelos probabilísticos de avaliação de risco (USEPA, 2001), a suficiência e a representatividade dos dados devem ser convertidas em distribuições de probabilidade capazes de capturar a variabilidade regional, suportar simulações de Monte Carlo e produzir intervalos de tendência com 95% de confiança. Conforme orientado pela USEPA (2001), são recomendadas: (i) simulações de Monte Carlo; (ii) estimativa de percentis com 95% de confiança; e (iii) análise de sensibilidade para identificação de parâmetros dominantes na equação de dose de ingresso (taxas de ingestão, coeficiente de partição solo-água, $BW^{3/4}$ etc.) (GILBERT; KAUTZ; PULSIPHER, 2011; OMS, 2017; USEPA, 1997, 2014b, 2018b).

5.2.2.2 Critérios de representatividade espacial

A representatividade espacial é assegurada quando o conjunto de dados cobre de forma adequada os compartimentos do meio físico de interesse para o MCE, com densidade suficiente para capturar gradientes regionais e distinguir zonas impactadas de não impactadas, especialmente em áreas com dispersão irregular de contaminantes. Conforme discutido anteriormente, a adoção de *Systematic Grid Sampling,* preferencialmente em geometria triangular, garante maior eficiência de cobertura em contornos irregulares e melhor desempenho na detecção de *hotspots* quando comparado a *grids* quadrados ou amostragem aleatória simples (GILBERT; PULSIPHER; ENQUIST, 2000; USEPA, 2000a, 2020).

Em estudos regionais comparativos, como a análise multicritério de vulnerabilidade, a representatividade espacial também deve dialogar com condicionantes locais (hidrografia, relevo, práticas culturais e mobilidade populacional), justificando a alocação dos pontos por UA e por objetivos definidos com base no MCE, sem comprometer a exclusão espacial de áreas sob influência direta das FPC e FSC (ZABEO, 2011; ZABEO *et al.*, 2011).

Para eventos regionais de contaminação, deve ser considerada a utilização de *software* de planejamento amostral como o *Visual Sample Plan* (VSP), desenvolvido pelo Laboratório Nacional do Pacífico Noroeste do Departamento de Energia dos Estados Unidos (Pacific Northwest National Laboratory of U.S. Department of Energy). Independentemente da estratégia de definição da malha amostral que seja representativa espacialmente, em contextos complexos, a escolha dos parâmetros de modelamento deve partir de hipóteses acerca da normalidade da distribuição da média

das concentrações, de amostragem ordinária e de geometria triangular para a malha de pontos a ser gerada.

A lógica de *spatial exclusion zones in attainment testing* para a determinação de PDA_{VRA}, conforme discutido no subitem 5.1.1.3.2 (Quantificação do valor de referência da área), também pode ser considerada como um critério para a avaliação da representatividade espacial, uma vez que determina a qualidade da malha amostral destinada à quantificação do VRA.

5.3 Aderência do conjunto de dados ao MCE

O primeiro critério de avaliação da aderência dos dados gerados deve ser a confirmação de que a cobertura de resultados analíticos dada pela malha amostral cobre de forma suficiente e representativa todos os compartimentos do meio físico de interesse do MCE tais como solo superficial e subsuperficial, sedimentos, água superficial e subterrânea, material particulado atmosférico, vapores e poeira em ambientes fechados.

Deve-se ainda comprovar que os dados permitem distinguir áreas impactadas e áreas de ocorrência de VRA ou áreas de controle exposicional, possibilitando comparações interespecíficas, espaciais e temporais entre *hotspots* de contaminação, regiões potencialmente impactadas e regiões caracterizadas como não impactadas.

A usabilidade dos dados também requer que haja informação suficiente para caracterizar a FPC e as FSC, assegurando coerência entre os dados e as hipóteses causais definidas no MCE.

06 Avaliação da exposição em contextos regionais

A avaliação da exposição tem como função determinar o tipo, a magnitude, a frequência e a duração do contato humano com SQI presentes nos compartimentos ambientais de interesse para estudos de ARSH. Essa etapa estabelece o elo quantitativo entre a presença de contaminantes no meio físico e seus potenciais efeitos sobre a saúde, conforme pela USEPA (USEPA, 1989a), ATSDR (2005, 2015, 2022) e OMS (1999, 2009a).

Segundo a definição clássica da USEPA, exposição humana corresponde ao "contato de um contaminante com a fronteira externa (*interface*) do organismo humano" (USEPA, 1989a), sendo quantificada pelas características do contato, concentração, frequência, duração e via fisiológica. A ATSDR (2005) amplia essa definição ao afirmar que a exposição não é apenas a presença do contaminante no ambiente, mas o ingresso efetivo ou potencial do agente químico no organismo, o que depende de múltiplos elementos do MCE. A OMS (1999) enfatiza que a avaliação deve integrar via de ingresso, caminhos e cenários de exposição validos (completos e potenciais), incorporando a variabilidade espacial, temporal e fisiológica.

A avaliação da exposição em contextos de eventos regionais de contaminação deve ser dividida em duas etapas: (i) a caracterização da exposição e (ii) a quantificação da exposição.

A caracterização da exposição consiste na atualização do MCE previamente desenvolvido na etapa de planejamento e formulação do problema conforme item 4.5 (Elaboração do modelo conceitual de exposição), com base nos dados primários gerados na fase de identificação do perigo descrita no capítulo 5 (IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO EM CONTEXTOS REGIONAIS).

A quantificação da exposição consiste no cálculo da dose que efetivamente ingressa no corpo humano das concentrações das SQI presentes em um compartimento ambiental de interesse, considerando os cenários de exposição previstos no MCE revisado na etapa de caracterização da exposição.

6.1 Caracterização da exposição

A caracterização da exposição estabelece a conexão quantitativa entre os contaminantes presentes no meio ambiente e o potencial de ingresso desses agentes no organismo humano. De acordo com a USEPA (1989a, 2011), a ATSDR (2005, 2015) e a OMS (2004; 1999), a exposição representa o elo entre a distribuição ambiental dos

contaminantes, os comportamentos humanos, os usos da região impactada e os mecanismos fisiológicos que regulam a absorção por diferentes caminhos.

Assim, em contextos associados a eventos regionais de contaminação, a caracterização da exposição não se limita à descrição das concentrações em compartimentos ambientais, mas envolve um conjunto integrado de dimensões físicas, demográficas, socioculturais e tóxicas, que precisam ser analisadas de modo articulado para que se obtenha uma estimativa realista e cientificamente robusta do risco.

No âmbito da ARSH, a exposição é definida como o contato efetivo ou potencial entre um receptor humano e uma substância química presente em determinado compartimento ambiental de interesse definido no MCE, considerando sua magnitude, frequência, duração e periodicidade. Tais parâmetros são essenciais para determinar a dose recebida pelo organismo (Dose de Exposição – DE) e, por consequência, os efeitos adversos que podem se manifestar. A exposição é um fenômeno eminentemente espaço-temporal que varia em função da dinâmica dos contaminantes, das condições ambientais (como regime hidrológico, processos de erosão e ressuspensão, padrões de deposição atmosférica, entre outros), das práticas culturais e ocupacionais das populações e das rotinas cotidianas que modulam o contato com água, solo, ar, poeiras, sedimentos e alimentos. Assim, os cenários de exposição devem refletir não apenas situações padronizadas, mas também as especificidades locais, especialmente em contextos de eventos regionais de contaminação.

A caracterização da exposição demanda o tratamento rigoroso dos dados ambientais, exigindo a integração entre medições diretas, modelagem matemática e estatística inferencial, conforme recomendado pela USEPA (1989a, 2001, 2014a) e CETESB (2014, 2023). A definição das concentrações nos pontos de exposição (C_{PDE}) pode decorrer de análises laboratoriais de amostras ambientais, de modelagens de dispersão e transporte ou de estimativas estatísticas baseadas em valores máximos, médias ponderadas ou limites superiores de confiança (como o UCL95%). Essa etapa requer atenção especial ao tratamento de dados censurados, à representatividade espacial, à definição de *hotspots* de contaminação (maiores concentrações encontradas na UA associadas a FPC e as FSC) e à compreensão das formas físico-químicas das substâncias – dissolvidas, adsorvidas, particuladas, coloidais ou em fase vapor –, as quais influenciam diretamente a biodisponibilidade e o potencial de ingresso.

Outro aspecto crítico da caracterização da exposição é a necessidade de integrar dimensões socioambientais, conforme indicado pela ATSDR (2005, 2015) e pelo Ministério da Saúde (2010). A vulnerabilidade social, o acesso desigual aos recursos, a dependência de águas superficiais ou subterrâneas, a realização de atividades tradicionais, como pesca, agricultura familiar e coleta de produtos naturais, bem como a presença de crianças, idosos e gestantes, modificam significativamente o perfil de exposição. Dessa forma, a exposição deve ser analisada como um processo que emerge da interação entre sistemas ambientais, sistemas sociais e trajetórias individuais.

6.1.1 Análise geoquímica da contaminação

Em eventos regionais de contaminação, o entendimento do comportamento das substâncias químicas contaminantes no meio físico é fundamental para o desenvolvimento adequado da etapa de caracterização da exposição, pois indicará como

os mecanismos de transporte e modificação agirão nesses contaminantes entre a FSC e o PDE humano. Também será importante o entendimento das variações exposicionais dos receptores às concentrações dos contaminantes no meio físico, considerando condições geográficas distintas e sujeitas a práticas culturais específicas.

6.1.1.1 Metais

Um primeiro aspecto fundamental diz respeito ao fato de que os metais são constituintes naturais do meio físico, com concentrações de *background* natural que variam significativa e sistematicamente em função de fatores geológicos, pedológicos, hidrológicos e biogeoquímicos regionais (USEPA, 2007a). Essa variabilidade geográfica implica que concentrações observadas no ambiente não podem ser automaticamente atribuídas a fontes contaminantes antrópicas, ao contrário, é necessário diferenciar entre (i) valores de ocorrência natural; (ii) valores incrementados por fontes difusas; e (iii) valores associados a eventos específicos de contaminação. De acordo com a OMS (1999), a distinção entre níveis naturais e incrementos antrópicos é um passo crítico na avaliação de risco em escalas regionais, na medida em que define os limites para a identificação do perigo e as bases para a caracterização da exposição.

A presença de metais no ambiente também decorre de atividades humanas, que podem introduzir metais em diferentes formas químicas (orgânicas, inorgânicas, particuladas ou solúveis), modificando sua mobilidade, sua biodisponibilidade e seu potencial de toxicidade (CLARKSON; MAGOS, 2006; IPCS; OMS, 2004). A literatura especializada tem demonstrado que, em contexto regionais, a forma química de ocorrência, e não apenas a concentração total, é determinante para a compreensão da toxicidade e da capacidade de exposição (NEWMAN, 2015). Assim, em eventos regionais de contaminação, a avaliação de risco deve necessariamente considerar não apenas a concentração de metal total, mas também sua concentração em fase dissolvida em meio aquoso, sua especiação, seu estado de oxidação, sua afinidade por partículas, a intensidade de adsorção-dessorção e sua solubilidade em diferentes contextos geoquímicos.

Outro princípio amplamente discutido na literatura internacional é o de que diversos metais desempenham funções essenciais no metabolismo dos organismos vivos, sendo necessários para processos enzimáticos, estruturais e fisiológicos (TCHOUNWOU; OTHERS, 2012). Entretanto, a essencialidade não implica ausência de risco, ao contrário, a toxicidade dos metais essenciais segue tipicamente uma curva dose-resposta em forma de "U", na qual tanto a deficiência quanto o excesso podem produzir efeitos adversos à saúde (OMS, 2009a). Essa característica exige que estudos de ARSH considerem simultaneamente níveis mínimos essenciais, limites superiores toleráveis e processos fisiológicos de regulação e armazenamento presentes em seres humanos e em outros organismos expostos (IPCS; OMS, 2004).

Na dimensão ecológica e físico-química, os metais diferem profundamente dos compostos orgânicos, sobretudo porque não são degradados por processos biológicos ou químicos. Assim, enquanto compostos orgânicos podem ser mineralizados, fragmentados ou convertidos a produtos menos tóxicos, os metais persistem indefinidamente no ambiente, ainda que possam ser transformados em diferentes espécies químicas ou redistribuídos entre compartimentos ambientais (USEPA, 2007a).

Modificações no estado de oxidação afetam diretamente sua mobilidade e toxicidade, como amplamente descrito em estudos de especiação geoquímica (REIS, 2014). De igual forma, processos de sorção, precipitação, complexação e associação com matéria orgânica modulam intensamente sua biodisponibilidade, conceito fundamental nos estudos de risco humano, ecológico e alimentar.

No contexto de eventos regionais de contaminação, tais princípios devem ser interpretados por meio da análise sistemática das concentrações obtidas em amostras dos compartimentos do meio físico que sejam válidas, suficientes e representativas. Sendo assim, devem ser avaliados os padrões naturais de distribuição dos metais, incluindo variações horizontais e verticais, conforme orientações da NBR 16209 (ABNT, 2013), da CETESB (2014) e de diretrizes internacionais que discutem interpretação geoquímica no contexto de estudos de ARSH (IPCS; OMS, 2004; OMS, 1999, 2013; USEPA, 1989a, 2000b, 2007a, 2023). Adicionalmente, será fundamental a definição dos Valores de Referência Ambiental Livres de Influência da Fonte (VRA) específicos para cada Unidades Ambientais (UA), conforme subitem 5.1.1.3.2 (Quantificação do valor de referência da área), incorporando possíveis contribuições adicionais provenientes de atividades humanas não relacionadas ao evento regional de contaminação em estudo.

Outro aspecto a ser estudado é a variabilidade na ingestão dietética de metais, considerando que seres humanos e outros organismos consomem alimentos de origens diversas, em condições geográficas distintas e sujeitos a práticas culturais específicas (JUHASZ; NAIDU, 2003). Assim, deve-se reconhecer que hortaliças, tubérculos, frutas, carnes e produtos pesqueiros podem refletir concentrações ambientais diferenciadas de metais, que variam conforme solo, água e características regionais de cultivo e coleta. A literatura em saúde ambiental ressalta que a ingestão alimentar pode constituir a principal via de exposição para diversos metais, e que essa via deve ser analisada em conjunto com aspectos socioculturais das populações expostas (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010).

Também será fundamental a avaliação da físico-química ambiental dos metais, incluindo os efeitos de pH, potencial redox, teor de matéria orgânica, granulometria e presença de sulfetos voláteis ácidos, que modulam processos de solubilização, complexação, precipitação, sorção e transporte (CALOW; FORBES, 1998). A análise da forma de ocorrência (como íon livre, espécie complexada, particulada ou organometálica) orientará a definição dos modelos utilizados na avaliação de exposição e toxicidade, conforme recomendado pelo **Framework for Metals Risk Assessment** (USEPA, 2007a) e pelos métodos de especiação descritos por Ruby *et al*. (1999) e Drexler & Brattin (2007).

A compreensão aprofundada da química, do transporte e do comportamento ambiental dos metais constitui elemento central para estabelecer o nexo de causalidade geoquímica entre FPC e concentrações associadas a FSC, etapa essencial para a caracterização robusta dos cenários de exposição. A integração desses dados fornece os fundamentos necessários para a caracterização precisa da exposição humana, o cálculo das doses de ingresso diárias estimadas e a determinação das métricas de risco carcinogênico e não carcinogênico.

6.1.1.2 Compostos orgânicos

A análise de compostos orgânicos contaminantes para estudos de ARSH no contexto de eventos regionais de contaminação apresentam comportamentos ambientais significativamente mais dinâmicos e complexos, diferentemente da avaliação de metais, cuja presença no ambiente está condicionada a processos de especiação e não envolve degradação estrutural. Tais compostos podem sofrer transformações químicas e biológicas, apresentar diferentes graus de volatilidade, sorção e biodisponibilidade, interagir com a matéria orgânica e com matrizes minerais do meio físico, além de gerar metabólitos com propriedades toxicológicas próprias, cuja presença amplia o espectro de possíveis efeitos à saúde.

Nesse contexto, deve ser realizada a caracterização detalhada das propriedades intrínsecas e ambientais dos compostos orgânicos presentes nos compartimentos de interesse. Essa caracterização inclui a determinação de parâmetros físico-químicos fundamentais, como solubilidade em água, massa molar, coeficiente de partição octanol-água (Kow), constante de Henry, pressão de vapor, constante de partição carbono-orgânico-água (Koc), estabilidade térmica e suscetibilidade a processos de degradação. Esses parâmetros controlam o comportamento ambiental de contaminantes orgânicos, influenciando não apenas sua mobilidade e retenção no meio físico, mas também sua biodisponibilidade, sua taxa de ingresso nos receptores humanos e sua persistência temporal no ambiente impactado. Essas propriedades fundamentam conceitualmente o entendimento entre a identificação do perigo (capítulo 5) e as etapas subsequentes de quantificação da exposição e caracterização de risco (ATSDR, 2005, 2015; OMS, 1999, 2013; USEPA, 1989a, 2000b, 2023).

Os organoclorados constituem um grupo emblemático de compostos orgânicos cuja avaliação demanda atenção específica. Dotados de elevada estabilidade química, baixa solubilidade em água e forte afinidade por matrizes orgânicas, esses compostos apresentam coeficientes Kow extremamente elevados, resultando em intensa sorção a solos e sedimentos e promovendo acentuada bioacumulação em tecidos lipídicos de organismos expostos. Essas características explicam sua persistência ambiental prolongada e sua capacidade de biomagnificação em níveis tróficos superiores, o que os torna perigosos, mesmo em concentrações ambientais relativamente baixas. De acordo com a IARC (2006) e a ATSDR (2002), muitos organoclorados são classificados como carcinogênicos ou possivelmente carcinogênicos para seres humanos, além de associados a efeitos neurocomportamentais, imunológicos e disfunções endócrinas. Assim, a avaliação ambiental desses contaminantes requer a consideração simultânea da sorção, da formação de metabólitos persistentes (como DDD[40] e DDE[41] a partir do DDT[42]), da remobilização sedimentar e das rotas de transferência alimentar,

[40] DDD (diclorodifenildicloroetano) é metabólito ambiental do DDT, formado predominantemente por redução do DDT em condições anaeróbias.
[41] DDE (diclorodifenildicloroetileno) é metabólito ambiental do DDT, formado principalmente por desidrocloração do DDT em condições aeróbias.
[42] DDT (diclorodifeniltricloroetano) é um inseticida organoclorado sintético, amplamente utilizado entre as décadas de 1940 e 1970 no controle de vetores de doenças (como malária e tifo) e em atividades agrícolas.

especialmente em comunidades ribeirinhas e agricultoras expostas ao consumo de peixes e produtos cultivados em solos contaminados.

Os hidrocarbonetos derivados de petróleo exibem uma diversidade de comportamentos ambientais devido à amplitude de suas propriedades físico-químicas. Compostos voláteis como BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) apresentam elevada pressão de vapor e elevada constante de Henry, favorecendo a volatilização e a migração sob forma de vapores para espaços fechados, configurando a intrusão de vapores como via crítica de exposição humana. Em contraste, Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH) são altamente hidrofóbicos, com forte sorção à matéria orgânica e persistência prolongada em solos e sedimentos, onde podem representar risco crônico por contato dérmico e ingestão incidental. Além disso, eventos de derramamento podem originar fases livres (NAPL) cuja dissolução lenta atua como fonte contínua de contaminação, prolongando o impacto ambiental ao longo de décadas. A toxicidade desses compostos varia amplamente, mas inclui reconhecidos carcinógenos humanos, como o benzeno (IARC[43], Grupo 1) e diversos PAH com evidências consistentes de mutagenicidade e genotoxicidade. Nessa perspectiva, a avaliação desses compostos deve integrar a caracterização da volatilidade, da solubilidade, da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia, da formação de intermediários tóxicos e do comportamento multifásico desses compostos no meio físico.

Os pesticidas representam uma categoria ainda mais heterogênea, abrangendo compostos com propriedades físico-químicas e modos de ação extremamente diversos. Herbicidas, inseticidas e fungicidas possuem estruturas químicas que determinam padrões particulares de mobilidade, persistência e transformação ambiental. A sorção de pesticidas ao solo pode variar desde praticamente inexistente, como em herbicidas de alta mobilidade, até extremamente elevada, como ocorre com compostos que apresentam forte afinidade por óxidos de ferro e alumínio. A degradação desses compostos pode ocorrer por fotólise, hidrólise ou biodegradação, gerando metabólitos como AMPA (derivado do glifosato) ou TCP (derivado do clorpirifós [IARC, Grupo 2B]), muitos dos quais apresentam toxicidade igual ou superior à do composto original. Conforme documentado pela OMS (2015) e pela ATSDR (1997), diversos pesticidas apresentam efeitos neurotóxicos, reprodutivos, imunológicos e carcinogênicos, o que reforça a necessidade de análise abrangente de seus perfis toxicológicos e de seus produtos de transformação.

Os processos de sorção e dessorção em solos e sedimentos, governados principalmente pelo teor de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, granulometria e mineralogia, determinam a mobilidade e a disponibilidade dos compostos orgânicos. A volatilização, dependente da pressão de vapor, da constante de Henry e das condições climáticas e geológicas locais, influencia a magnitude da exposição por inalação, constituindo uma rota crítica especialmente para compostos voláteis e semivoláteis. A solubilidade em água, quando significativa, favorece a formação de plumas dissolvidas, que podem migrar em sistemas aquíferos, exigindo análise hidrogeológica detalhada. Os processos de degradação, tanto bióticos quanto

[43] International Agency for Research on Cancer

abióticos, devem ser compreendidos em sua cinética e nos produtos gerados, pois estes podem possuir propriedades toxicológicas diferenciadas. Assim, a modelagem ambiental desses compostos exige a consideração simultânea de estados de equilíbrio entre fases, reações químicas de primeira, pseudoprimeira e segunda ordem[44], processos de oxirredução e dinâmica de matéria orgânica.

6.1.2 Unidades de exposição

A definição das Unidades de Exposição (UE), também denominadas por Landis (1997, 2004b) como "regiões de risco" (*risk regions*), está associada às abordagens em escala regional para avaliação de risco à saúde humana e risco ecológico, em que as unidades espaciais são utilizadas para identificar zonas de vulnerabilidade diferencial, gradientes de contaminação e agrupamentos de cenários de exposição com coerência geográfica e funcional.

No contexto brasileiro, o conceito de UE encontra sua base normativa na NBR 16.209 (ABNT, 2013), que define uma UE como a área geográfica na qual o receptor de interesse, humano ou ecológico, move-se e entra em contato com o meio contaminado durante todo o período da duração da exposição. Essa definição atribui às UE um caráter de territorialidade, propondo que a exposição humana não ocorre de maneira pontual, mas como resultado de trajetórias de mobilidade, práticas cotidianas e interações contínuas com o meio ambiente. Complementarmente, a Decisão de Diretoria 038/2017/C (CETESB, 2017) reforça que as UE são áreas delimitadas durante a avaliação de risco e caracterizadas por conter receptores expostos, ou potencialmente expostos, a cenários comuns de exposição, ou seja, são unidades espaciais que integram simultaneamente mapas de contaminação, caminhos de exposição, vias de ingresso e receptores humanos.

Embora o termo "Unidade de Exposição" não apareça explícita e formalmente nas Diretrizes do Ministério da Saúde (2010), o conceito correspondente é o de "Área de Estudo", definida como uma unidade territorial que deve ser analisada individualmente para identificação de características específicas capazes de aumentar ou reduzir a frequência e a magnitude da exposição humana. O Ministério da Saúde destaca que a definição dessas unidades depende de elementos demográficos, ambientais, socioculturais e operacionais, tais como composição etária da população, condições climáticas, acessibilidade aos compartimentos ambientais contaminados, usos do solo e usos dos recursos naturais, elementos diretamente relacionados ao conceito de UE adotado em estudos de ARSH.

[44] Classificações cinéticas que descrevem como a velocidade da reação depende das concentrações dos reagentes, as quais são fundamentais para interpretar processos ambientais (degradação de contaminantes, hidrólise, oxidação, biodegradação). Reações de primeira ordem dependem de um reagente, reações de pseudoprimeira ordem são reações complexas que se comportam como de primeira ordem devido ao excesso de um reagente, e reações de segunda ordem dependem da interação simultânea entre duas concentrações. Em estudos de ARSH a cinética de primeira/pseudoprimeira ordem é usada para estimar tempo de permanência de contaminantes no meio físico, modelar atenuação natural, calcular meia-vida no meio ambiente e prever evolução temporal de exposições.

No plano teórico, Landis (1997, 2004b) introduziu o termo "regiões de risco" no âmbito da *Regional Scale Ecological Risk Assessment*, propondo que unidades espaciais devem ser definidas a partir da coexistência de fontes de contaminação (FPC e FSC), mecanismos de transporte, receptores e caminhos de exposição, entendendo que o risco não ocorre de forma contínua em toda a região contaminada, mas se manifesta em segmentos ambientais, cuja combinação de fatores físicos, biológicos e sociais gera exposições diferenciadas. Essa perspectiva espacializada tem profunda afinidade com a abordagem de UE adotada em ARSH, uma vez que ambas buscam delimitar zonas geográficas onde há interseção entre contaminação e uso humano ou ecológico do território.

As UE em estudos de ARSH no contexto de eventos regionais de contaminação devem ser desenvolvidas com base no MCE atualizado após a fase de identificação do perigo em contextos regionais (capítulo 5) e devem ser a materialização geográfica dos caminhos de exposição identificados, funcionando como uma unidade prática para a quantificação da exposição, a estimativa de doses de ingresso e a caracterização do risco.

Nesse contexto, a UE é um recorte territorial multidimensional, combinando a:

- dimensão física e ambiental, representada pelos compartimentos ambientais de interesse (solo, sedimentos, água superficial, água subterrânea, ar atmosférico, biota);
- dimensão do uso e ocupação do território, incluindo residências, áreas agrícolas, locais de recreação, margens de rio, estradas, poços etc.; e
- dimensão da exposição humana, que envolve os PDE e os cenários de exposição associados e eles.

Em termos operacionais, uma UE pode corresponder a uma única área com exposição confirmada ou potencial, ou a um conjunto de regiões adjacentes, unificadas quando compartilham cenários de exposição equivalentes, usos do solo semelhantes e presença de contaminantes associados ao evento regional de contaminação.

A definição de uma UE exige, como etapa preliminar, a elaboração rigorosa dos mapas de contaminação correspondentes a cada compartimento do meio físico e às várias fases de ocorrência dos contaminantes (dissolvida, adsorvida, particulada ou na fase vapor). Esses mapas devem representar espacialmente as áreas onde as concentrações das SQI excedem os VRA e os PLA, previamente estabelecidos na fase de identificação do perigo em contextos regionais (capítulo 5).

Em cada mapa, devem ser georreferenciados tanto os pontos de amostragem utilizados para o diagnóstico ambiental detalhado quanto os valores analíticos obtidos para cada SQI. Adicionalmente, devem ser incorporados os PDE pertinentes a cada receptor humano, definidos conforme os cenários de exposição válidos do MCE.

Os mapas de contaminação provenientes de diferentes compartimentos do meio físico, solo, sedimento, água superficial, água subterrânea e ar atmosférico, devem ser sistematicamente reagrupados por SQI, gerando um conjunto integrado de condições de exposição. Esse processo de reagrupamento permite sintetizar, em uma única estrutura espacial, a distribuição dos contaminantes e a conectividade entre fontes, compartimentos do meio físico de interesse e potenciais vias de ingresso.

A partir desses agrupamentos, a UE é então definida como o conjunto-união resultante, o qual representa a área geográfica na qual coexistem, de forma coerente, contaminantes acima dos VRA e PLA, receptores expostos ou potencialmente expostos e caminhos de exposição plausíveis. A UE passa, assim, a constituir a base espacial fundamental para a quantificação da exposição nas etapas subsequentes da ARSH.

Após a definição preliminar, todas as UE elaboradas devem ser analisadas de forma conjunta, com o objetivo de identificar potenciais interseções espaciais entre duas ou mais delas. Quando tais interseções forem verificadas, as UE podem ser unificadas, desde que o agrupamento resultante mantenha coerência interna quanto aos cenários de exposição, tipos de receptores envolvidos, fontes primárias e secundárias, vias de ingresso, padrões de uso e ocupação do solo, e distribuição espacial das SQI.

Essa etapa de refinamento espacial evita redundâncias, assegura continuidade geográfica e garante que a avaliação de risco seja conduzida a partir de unidades territoriais cientificamente robustas, internamente consistentes e alinhadas ao MCE, aumentando a precisão e a confiabilidade das estimativas de risco associadas a essas unidades.

Um aspecto crítico das UE é que elas não se baseiam apenas em critérios ambientais, mas também em práticas sociais, culturais e econômicas, conforme enfatizado pelo Ministério da Saúde (2010) e pelas abordagens da ATSDR (2005, 2015) e OMS (2013). Assim, características como idade da população (especialmente a presença de crianças pequenas [0 a 4 anos]), condições climáticas que modulam atividades ao ar livre, acessibilidade à área contaminada, usos tradicionais da água, do solo e da biota, podem modificar profundamente a definição de UE, pois ampliam ou reduzem a frequência e a magnitude do contato humano com os contaminantes.

Os conceitos ora apresentados para desenvolvimento de UE em contextos de eventos de regionais de contaminação, não se baseiam apenas na distribuição espacial de concentrações químicas presentes no meio físico, mas sim vão ao encontro de metodologias socioespaciais de risco amplamente discutidas na epidemiologia ambiental internacional (BRIGGS; ELLIOTT, 1997; CUTTER; BORUFF; SHIRLEY, 2003; JERRETT *et al.*, 2005).

6.1.3 Parâmetros exposicionais

Os parâmetros exposicionais determinam, de forma quantitativa, o ingresso de substâncias químicas no organismo humano e constituem o conjunto de variáveis que tornam matematicamente possível a quantificação da exposição a partir do MCE. A estimativa das Doses de Exposição (DE) depende diretamente de fatores como taxas de ingestão de água, ar e solo; taxas de inalação em ambientes abertos e fechados; frequência e duração de atividades recreativas; ingestão acidental de água ou sedimentos; e consumo de alimentos potencialmente contaminados. Esses parâmetros não apenas definem a magnitude da exposição, mas modulam sua variabilidade espaço-temporal e sua plausibilidade realista.

No âmbito da ARSH, os parâmetros exposicionais são estabelecidos de acordo com o conceito da Máxima Exposição Razoável (MER), originalmente descrito pela USEPA (1989a) e refinado pela ATSDR (2005). A MER representa o nível de exposição mais elevado plausível para um indivíduo em um PDE, considerando práticas reais de

uso do território, comportamentos típicos da população e condições ambientais presentes na região impactada. Não se trata de um valor extremo absoluto, mas de uma estimativa conservadora, que evita subestimativas na caracterização do risco e permite que a avaliação tenha como base o conceito de precaução, sem perder validade científica. Os valores dos parâmetros que compõem a MER devem ser estimados separadamente para cada caminho de exposição definido no MCE, uma vez que ingestão, inalação e contato dérmico apresentam dinâmicas distintas e dependem de cenários específicos, receptores particulares e combinações específicas desses parâmetros.

Em eventos regionais de contaminação, a determinação dos parâmetros exposicionais deve priorizar, quando possível, dados obtidos diretamente na região impactada. O **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011) estabelece que a qualidade dos parâmetros depende da qualidade dos métodos de aquisição de dados, enfatizando a necessidade de consistência metodológica, amostragem representativa e adequação ao contexto socioambiental da área de estudo. Dados locais (como volumes de água consumidos, frequência de banho em rios, padrões de mobilidade, consumo de alimentos cultivados localmente, características habitacionais, práticas culturais e ocupacionais) oferecem estimativas mais precisas e condizentes com a realidade de receptores humanos. Em regiões impactadas por eventos regionais de contaminação, essa abordagem torna-se particularmente necessária, pois a exposição pode ser amplamente modulada por mudanças no território, restrições de acesso, novos caminhos de exposição e modificações no comportamento da população.

Assim, a definição dos parâmetros exposicionais deve seguir uma hierarquia de prioridade, de modo a incorporar progressivamente as melhores informações disponíveis. Para os estudos de ARSH, essa hierarquia inclui: (i) parâmetros derivados de literatura científica brasileira e diretrizes nacionais, como as diretrizes do Ministério da Saúde (2010), os procedimentos da CETESB (2014, 2017, 2023) e a NBR 16.209 (ABNT, 2013); (ii) valores publicados pela USEPA no **Exposure Factors Handbook** (2011) e no **Child-Specific Exposure Factors Handbook** (2008); e (iii) parâmetros específicos coletados na própria UA, quando disponíveis, respeitando critérios de representatividade e validade estatística. Os parâmetros obtidos em literatura devem ser utilizados de acordo com as premissas originais nas quais foram definidos, garantindo consistência metodológica e alinhamento com o conhecimento científico contemporâneo.

Além da avaliação determinística baseada na MER, parâmetros específicos obtidos em campo podem ser utilizados para análises probabilísticas, como a Avaliação de Risco Probabilística – *Probabilistic Risk Assessment* (PRA) descrita no **Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment** (USEPA, 2001). A PRA permite representar a variabilidade e a incerteza inerentes aos parâmetros de exposição por meio de distribuições estatísticas, oferecendo estimativas mais refinadas do risco, especialmente úteis em cenários regionais complexos ou em populações heterogêneas.

Em contextos relacionados a eventos regionais de contaminação, os parâmetros exposicionais sintetizam dimensões fisiológicas, comportamentais, ambientais e socioculturais e, por isso, precisam ser definidos de forma metodologicamente robusta, transparente e comparável a padrões nacionais e internacionais. Em populações

vulneráveis, como crianças pequenas (0 a 4 anos), idosos, povos e comunidades tradicionais, trabalhadores rurais ou pescadores artesanais, os parâmetros exposicionais devem refletir práticas específicas, características fisiológicas diferenciadas e interações particulares com o ambiente, garantindo que a quantificação da exposição represente adequadamente a realidade desses grupos.

6.1.3.1 Taxas de contato

6.1.3.1.1 Taxa de ingestão de partículas de solo e poeira em ambientes fechados

A ingestão inadvertida de partículas de solo e poeira em ambientes fechados constitui um caminho de exposição de reconhecida relevância em estudos de ARSH, especialmente no caso de crianças. A transferência mão-boca, o comportamento exploratório próprio da infância, a proximidade do solo durante atividades recreativas e a relativamente maior frequência de contato com superfícies contaminadas resultam em taxas de ingestão substancialmente superiores às observadas em adultos (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 2011). Embora a ingestão de solo e poeira também ocorra em adultos, geralmente por transferência indireta via alimentos, utensílios, mãos ou partículas aderidas a objetos, sua magnitude tende a ser menor em razão de padrões comportamentais e fisiológicos distintos. Assim, a caracterização desse parâmetro exposicional requer não apenas estimativas quantitativas, mas também compreensão aprofundada dos determinantes comportamentais, fisiológicos e ambientais associados ao processo exposicional.

O **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011) classifica a ingestão de solo em três categorias principais: (i) ingestão incidental, decorrente do contato cotidiano com o solo e poeira em ambientes internos e externos, incluindo a ingestão de partículas suspensas inaladas e posteriormente deglutidas; (ii) alotriofagia, um transtorno comportamental caracterizado pela ingestão recorrente de substâncias não alimentares, especialmente solo, com valores que podem atingir 1.000 mg/dia a 5.000 mg/dia ou mais; e (iii) geofagia, definida como ingestão intencional de solo, frequentemente associada a práticas culturais e rituais específicos. Estudos epidemiológicos sugerem que a alotriofagia é mais prevalente em crianças entre 1 e 3 anos, enquanto a geofagia é rara nesse grupo etário e mais frequentemente associada a contextos culturais, nutricionais ou socioeconômicos em adultos (GAVRELIS *et al.*, 2011). A prevalência dessas práticas varia segundo idade, etnia, fatores socioeconômicos e características ambientais, reforçando a importância de análises contextualizadas e específicas para cada população.

A ingestão de solo e poeira compreende, de forma integrada, três componentes: (i) solo ingerido diretamente, tanto em ambientes internos quanto externos; (ii) poeira acumulada em ambientes fechados, frequentemente transportada por calçados, roupas, ventos ou partículas em suspensão; e (iii) partículas inaladas e posteriormente deglutidas, especialmente relevantes em áreas sujeitas à ressuspensão de poeira ou à deposição de material particulado oriundo de processos erosivos ou de atividades antrópicas. Essa distinção é essencial para o cálculo das taxas de ingresso e para a seleção dos parâmetros apropriados ao MCE, dado que diferentes cenários podem demandar ênfases distintas em solo, em poeira ou em ambos.

Diversos métodos têm sido empregados internacionalmente para estimar a taxa de ingestão de solo e poeira. Um dos mais utilizados é a metodologia de elemento-traço, que quantifica o ingresso com base na determinação de um elemento marcador presente no solo/poeira e posteriormente identificado em fezes ou urina dos indivíduos avaliados. A partir da relação entre a massa do elemento excretado e sua concentração no material ingerido, estima-se indiretamente a taxa de ingestão. Apesar de tecnicamente robusto e baseado em medidas diretas, esse método apresenta limitações importantes, como a dificuldade de discriminar com precisão a fração do elemento proveniente exclusivamente da ingestão de solo/poeira, podendo resultar em estimativas infladas ou mesmo valores negativos quando a contribuição dietética ou hídrica é subestimada. Essas incertezas são normalmente tratadas por métodos estatísticos que incorporam variância negativa e limites superiores de confiança (UCL95%).

Outro método é a comparação com modelos biocinéticos, que utiliza biomarcadores detectados no sangue ou na urina e os compara com concentrações projetadas por modelos fisiológicos que simulam exposições por múltiplas vias. Essa abordagem permite estimar ingestão cumulativa ao longo de períodos prolongados, sendo útil especialmente em cenários com exposição histórica. Contudo, sua precisão depende da adequação do modelo biocinético à população avaliada e da disponibilidade de dados robustos sobre hábitos, metabolismo e características ambientais locais.

A terceira abordagem, amplamente utilizada em estudos de ARSH e particularmente adequada para populações infantis, é a metodologia de padrões de atividade. Esse método, recomendado pelo **Exposure Factors Handbook** e por diretrizes de avaliação de risco baseadas em comportamento (USEPA, 2011), estima a ingestão a partir da observação direta ou indireta (vídeos, entrevistas, questionários) de comportamentos como frequência de contato mão-boca, manipulação de objetos, tempo gasto em superfícies contaminadas e transferência de partículas à pele. A metodologia apresenta vantagens importantes: dispensa biomarcadores, é menos invasiva e pode diferenciar ingestão de solo e de poeira. No entanto, envolve incertezas relacionadas ao viés de observação, às dificuldades de padronização dos registros e ao potencial de respostas não fidedignas em questionários. Essas limitações reforçam a necessidade de triangulação de dados, validação cruzada e análises comportamentais cuidadosamente conduzidas.

As recomendações do **Exposure Factors Handbook** estabelecem ainda que a ingestão de "solo + poeira" inclui solo e poeira presentes em ambientes internos e externos, enquanto a ingestão de "solo" refere-se estritamente ao solo e poeira depositada em espaços externos. A ingestão de "poeira" considera partículas depositadas em ambientes internos, em veículos e em situações de mobilidade cotidiana. A USEPA (2011) recomenda, na ausência de dados específicos locais, uma proporção de 45% para solo e 55% para poeira como distribuição-padrão da ingestão total, derivada de estudos prévios.

A caracterização da taxa de ingestão de solo e poeira em ambientes fechados demanda abordagem metodológica integrada, sensível ao contexto local e fundamentada nas melhores evidências científicas disponíveis. A combinação de análises comportamentais, observações empíricas, princípios de toxicologia ambiental e

métodos de validação cruzada permite construir estimativas adequadas para os cálculos de exposição.

6.1.3.1.2 Taxa de ingestão de água

A taxa de ingestão de água representa um dos parâmetros exposicionais de maior relevância na quantificação da dose de ingresso em estudos de ARSH, especialmente em cenários envolvendo água superficial, subterrânea ou tratada para abastecimento público, contaminadas por SQI associadas às FSC. Em termos gerais, a ingestão hídrica pode ser classificada em três modalidades distintas: (i) ingestão direta, referente ao consumo de água como bebida; (ii) ingestão indireta, correspondente ao consumo derivado da preparação de alimentos, de bebidas ou de outros produtos que utilizam água como insumo; e (iii) ingestão acidental, que ocorre durante práticas recreacionais em corpos hídricos superficiais. Cada uma dessas modalidades envolve determinantes comportamentais, fisiológicos e ambientais específicos, exigindo estratégias diferenciadas de mensuração e análise.

No âmbito da ingestão direta e indireta, as principais bases de dados sistematizadas internacionalmente derivam dos estudos compilados no **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011). O método predominante nesses estudos consiste na aplicação de questionários estruturados, nos quais os indivíduos relatam sua ingestão diária de água, discriminando entre diferentes fontes (água tratada, água engarrafada, águas subterrâneas, preparações culinárias, entre outras). Embora amplamente utilizado em epidemiologia ambiental, esse método apresenta limitações inerentes a instrumentos de autorrelato, incluindo vieses de memória, inconsistências na estimativa de volumes ingeridos e possíveis distorções associadas à percepção subjetiva dos entrevistados. Em termos metodológicos, tais incertezas tendem a introduzir variabilidade significativa nas estimativas de exposição, razão pela qual a seleção dos valores de referência deve considerar não apenas medidas centrais, mas também percentis que representem adequadamente exposições plausíveis para cenários conservadores de risco.

Os resultados obtidos por esses estudos são usualmente reportados de duas maneiras: (i) considerando toda a população amostrada, incluindo indivíduos que não consumiram água da fonte de interesse durante o período de investigação; ou (ii) considerando apenas consumidores ativos dessa fonte contaminada. A orientação metodológica da USEPA (2011), entretanto, recomenda a utilização dos valores referentes à população total, uma vez que estes representam exposições potenciais para indivíduos que, embora não consumam regularmente determinada água, podem fazê-lo em cenários potenciais futuros, coerente com os princípios do risco incremental e da MER. Tal premissa é particularmente importante em ARSH conduzidas em eventos regionais de contaminação, em que mudanças comportamentais, ocupacionais ou de disponibilidade hídrica podem alterar padrões de consumo.

A ingestão acidental de água, por sua vez, constitui um fenômeno particularmente relevante em cenários recreacionais, sobretudo para crianças, que apresentam maior propensão ao contato oral inadvertido com água superficial durante atividades como natação, mergulho e brincadeiras aquáticas. A quantificação dessa modalidade de ingestão é metodologicamente complexa, em razão da dificuldade de

mensurar diretamente os volumes ingeridos. Em função disso, para estimar a ingestão acidental, é fundamental considerar os conceitos desenvolvidos a partir do estudo experimental conduzido por Dufour *et al*. (2006).

O experimento descrito por Dufour e colaboradores avaliou 53 indivíduos (12 adultos e 41 crianças de 0 a 9 anos), expostos por 45 minutos em piscinas contendo ácido cianúrico, um subproduto de desinfetantes não metabolizado pelo organismo. A quantificação da água ingerida foi realizada pela análise da concentração desse composto na urina dos participantes 24 horas após a exposição. A validade do método se fundamenta em dois pressupostos fundamentais: (i) o ácido cianúrico é um marcador estável, não sujeito a biotransformação e excretado de forma quantitativamente previsível; e (ii) sua absorção dérmica é mínima, garantindo que os valores urinários reflitam predominantemente ingestão oral e não absorção transcutânea. Embora o estudo não elimine totalmente incertezas, como variabilidade intraindividual e diferenças comportamentais durante a atividade recreacional, ele fornece um parâmetro empírico robusto que fundamenta estimativas internacionais de ingestão acidental.

A distinção entre ingestão direta, indireta e acidental é essencial para a construção do MCE para eventos regionais de contaminação, uma vez que cada via apresenta dinâmica temporal e magnitude distintas. A ingestão direta tende a refletir padrões comportamentais relativamente estáveis, influenciados por clima, hábitos culturais, idade e estado fisiológico. A ingestão indireta depende tanto do padrão alimentar quanto do volume de água utilizado no preparo dos alimentos, podendo variar significativamente entre regiões geográficas e grupos populacionais. Já a ingestão acidental é episódica, altamente variável e associada a fatores sazonais, práticas culturais e disponibilidade de espaços recreacionais.

A determinação da taxa de ingestão de água em ARSH para eventos regionais de contaminação deve integrar múltiplas fontes de informação, incluindo dados específicos da UA, valores de referência internacionais e avaliações comportamentais locais. A combinação dessas informações permite reduzir incertezas e construir estimativas mais representativas da realidade exposicional das populações impactadas. O uso de percentis superiores, como o 95º percentil, em consonância com diretrizes de risco conservadoras, garante proteção adequada para grupos vulneráveis e cenários de exposição máxima plausível.

6.1.3.1.3 Taxa de exposição dérmica

A pele, apesar de atuar como barreira protetora primária, possui permeabilidade variável conforme características físicas, químicas e biológicas, o que torna o contato dérmico particularmente relevante na análise do ingresso de SQI presentes no solo, nos sedimentos, na água superficial ou subterrânea, na poeira em ambientes fechados, em vapores e em superfícies contaminadas. O contato dérmico representa uma fonte substancial de exposição, sobretudo em populações vulneráveis e em contextos de atividades recreativas, ocupacionais e domésticas, justificando seu tratamento específico e aprofundado em estudos de ARSH (ATSDR, 2005; USEPA, 1989a, 2004a, 2011).

A complexidade inerente à exposição dérmica decorre da diversidade de mecanismos de contato e da variabilidade das condições ambientais e comportamentais que modulam a taxa de transferência de contaminantes para a superfície cutânea. Em contato com água contaminada (durante banho, atividades recreativas ou uso doméstico), o organismo humano pode reter uma película líquida cuja espessura e composição determinam a disponibilidade do contaminante para difusão através da epiderme. No caso do solo e dos sedimentos, a aderência de partículas à superfície da pele é influenciada por fatores como textura do solo, umidade, tipo de atividade realizada, idade, sexo, vestimenta e condições ambientais. Essas partículas podem permanecer aderidas por longos períodos, constituindo fonte importante de dose dérmica e, adicionalmente, fonte indireta de ingestão acidental. Considerando ambientes internos, a poeira em ambientes fechados representa vetor relevante de exposição crônica, pois incorpora materiais transportados do ambiente externo e permanece em contato contínuo com superfícies corporais, especialmente em crianças. A exposição a vapores, por sua vez, envolve mecanismos de difusão pela camada lipídica da epiderme, especialmente no caso de compostos orgânicos semivoláteis (SVOC), cuja permeabilidade dérmica pode ser tão significativa quanto a via inalatória em ambientes confinados. Em cenários ocupacionais e domésticos, o contato com superfícies contaminadas (como ferramentas, tecidos impregnados por pesticidas ou objetos industriais) representa outra via relevante, exigindo a quantificação da taxa de transferência do contaminante da superfície para a pele.

A quantificação da exposição dérmica requer a integração de fatores experimentais, parâmetros antropométricos e características específicas da substância química. Para o ingresso associado a líquidos, utilizam-se modelos baseados na concentração do contaminante no meio, na espessura da película líquida residual na pele e na área corporal efetivamente exposta, além do coeficiente de permeabilidade dérmica (Kp), que varia segundo as propriedades físico-químicas da substância. Os estudos experimentais compilados pela USEPA (1992a, 2011) mediram diretamente a massa de diferentes líquidos retida na superfície das mãos em múltiplos modos de contato, fornecendo a base metodológica para estimativas de exposição dérmica líquida. Para o contato com solo e poeira, a abordagem predominante consiste na quantificação direta da aderência de partículas, expressa em miligramas por centímetro quadrado. Os trabalhos de Kissel *et al*. (1996; 1996) representam o principal marco metodológico nessa área, pois determinaram empiricamente os valores de aderência após atividades recreativas, agrícolas e esportivas, permitindo a incorporação de variabilidade realista nos modelos de ARSH. Estudos subsequentes, como os de Shoaf *et al*. (2005) e Holmes *et al*. (1996), reforçaram esses valores e ampliaram sua aplicabilidade a diferentes faixas etárias e contextos comportamentais.

Uma etapa indispensável nas estimativas de taxa de exposição dérmica é a definição da área corporal exposta. Embora métodos experimentais, como revestimento de partes do corpo com substâncias de espessura conhecida ou marcação geométrica da pele, ofereçam estimativas diretas, a maior parte das avaliações de risco utiliza equações antropométricas validadas, como a fórmula de Gehan e George (1970), baseada na massa corporal, ou a equação de Du Bois (1989), que considera simultaneamente altura e massa corporal e apresenta maior precisão. Essas equações

permitem ajustar a estimativa da área exposta à população específica da área de estudo, reduzindo incertezas associadas a variações morfológicas.

A exposição dérmica a vapores requer modelos distintos dos aplicados a líquidos ou sólidos, uma vez que envolve a difusão do contaminante no gradiente de concentração entre o ar e a camada lipídica da pele. Compostos orgânicos voláteis com elevada solubilidade lipofílica podem apresentar absorção dérmica comparável à inalatória em ambientes ocupacionais com altas concentrações, o que justifica o uso de parâmetros específicos recomendados pelo **RAGS Part E** (USEPA, 2004a).

A avaliação do contato dérmico com superfícies contaminadas requer ainda maior especificidade metodológica, envolvendo a quantificação da eficiência de transferência do contaminante da superfície para a pele, parâmetro que depende da rugosidade da superfície, do tipo de contaminante, do nível de desgaste do objeto e do tempo de contato.

Os métodos utilizados para quantificar a aderência de sólidos e a retenção de líquidos na pele são fundamentais para os cálculos de dose de ingresso para via de ingresso dérmica. Estudos experimentais demonstram que a quantidade de solo aderido varia substancialmente entre diferentes partes do corpo, sendo maior em regiões como mãos, antebraços e pernas, especialmente durante atividades recreativas infantis, o que torna essa população mais vulnerável do ponto de vista toxicológico. A retenção de líquidos, por sua vez, depende da viscosidade da substância, da tensão superficial, da dinâmica do contato e da extensão da área molhada, trazendo a necessidade de modelos específicos para cada tipo de exposição.

As implicações toxicológicas da exposição dérmica são expressivas, pois a pele não possui mecanismos de biotransformação comparáveis aos do fígado e, portanto, compostos altamente lipofílicos podem atravessar a epiderme de forma significativa, atingir a circulação sistêmica e se acumular em tecidos específicos. Em estudos de ARSH, a caracterização da exposição dérmica deve ser integrada à avaliação toxicocinética e toxicodinâmica da substância, incluindo sua afinidade por tecidos, sua taxa de metabolização e sua capacidade de gerar efeitos locais ou sistêmicos. A avaliação incorporada nos estudos de ARSH considera que muitos contaminantes de interesse, como metais, pesticidas e POP, apresentam simultaneamente vias dérmicas, inalatórias e orais de exposição, exigindo análise integrada.

A exposição dérmica deve ser tratada com rigor metodológico semelhante ao das vias oral e inalatória, especialmente em cenários de eventos regionais de contaminação e regiões com atividades industriais ou agrícolas intensivas. A aplicação de parâmetros derivados do **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011), em conjunto com dados específicos da população avaliada, permite reduzir incertezas e fornecer estimativas mais realistas da dose de ingresso. Além disso, a PRA, recomendada pela USEPA (USEPA, 2001), possibilita integrar variabilidades comportamentais e fisiológicas, conferindo maior robustez às estimativas de risco quando há dispersão significativa nos padrões de contato dérmico.

6.1.3.1.4 Taxa de ingestão de alimentos

A ingestão de alimentos constitui um dos caminhos de exposição mais relevantes na ARSH, especialmente em cenários de contaminação ambiental associados a eventos

regionais de contaminação, nos quais contaminantes químicos atingem o solo, a água, os sedimentos ou a biota, passando a integrar cadeias alimentares humanas por múltiplos mecanismos de transferência. Em estudos de ARSH de escala regional, a avaliação da ingestão de alimentos é fundamental porque representa um processo contínuo, cumulativo e fisiologicamente indispensável, sendo potencialmente responsável por parcelas substanciais das Doses de Exposição (DE) de SQI, notadamente metais bioacumuláveis, POP, pesticidas, hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros contaminantes caracteristicamente estáveis ou lipofílicos.

A contaminação de alimentos ocorre por vias distintas, dependendo da matriz alimentar e das propriedades físico-químicas dos contaminantes. No caso de vegetais, a incorporação pode ocorrer tanto por mecanismos internos quanto externos. A absorção radicular representa uma forma direta de transferência, influenciada por processos de sorção e dessorção no solo, e modulada por características como pH, matéria orgânica, textura, capacidade de troca catiônica, Eh e presença de ligantes naturais. A translocação para folhas, caules e frutos depende da mobilidade do contaminante no xilema[45] e no floema[46], o que varia substancialmente entre espécies químicas; por exemplo, arsênio inorgânico em condições oxidantes apresenta maior biodisponibilidade do que em ambientes redutores, enquanto o chumbo permanece predominantemente adsorvido a partículas de solo, restringindo sua mobilidade, mas favorecendo sua deposição superficial em folhas. Além disso, a deposição atmosférica de partículas representa um mecanismo de contaminação particularmente relevante em áreas próximas a estradas, operações industriais, minerações e zonas de dispersão de poeiras ricas em metais ou hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Complementarmente, a irrigação com águas contaminadas pode introduzir concentrações adicionais de contaminantes na planta, seja por absorção radicular, seja por deposição superficial que posteriormente pode ser incorporada ao tecido vegetal. Os usos do solo descritos anteriormente podem ser modificados de forma substancial por eventos regionais de contaminação, incorporando e remobilizando substâncias químicas que podem estar associadas a cenários de exposição previstos no MCE.

Para alimentos de origem animal, os processos de bioacumulação e biomagnificação são determinantes. A bioacumulação ocorre quando a taxa de absorção excede a taxa de eliminação, acumulando gradativamente contaminantes em tecidos, notadamente em órgãos ricos em lipídios, como fígado, tecido adiposo e musculatura de peixes. Já a biomagnificação implica aumento progressivo das concentrações a cada nível trófico, sendo típica de contaminantes lipofílicos e persistentes, como PCB[47], dioxinas, DDT e metilmercúrio. Em ambientes aquáticos, organismos filtradores, predadores de topo e espécies de vida longa são particularmente suscetíveis à acumulação de

[45]Tecido vegetal especializado no transporte de água e sais minerais (seiva bruta) das raízes para as demais partes da planta, incluindo caules, folhas e estruturas reprodutivas.
[46]Tecido vegetal especializado no transporte de compostos orgânicos, principalmente açúcares (sacarose), aminoácidos, hormônios vegetais, metabólitos secundários, desde os órgãos-fonte (folhas maduras fotossinteticamente ativas) até os órgãos-dreno (raízes, frutos, sementes, ápices, tecidos em crescimento).
[47] Bifenilas Policloradas

contaminantes, e eventos regionais de contaminação que remobilizam sedimentos contaminados podem amplificar a exposição em toda a cadeia trófica. A fisiologia de espécies aquáticas, incluindo afinidade por proteínas ligantes (como metalotioneínas), taxas metabólicas e hábitos alimentares, determina a magnitude da transferência e os riscos subsequentes à saúde humana por meio do consumo de pescados.

O **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011) indica que a estimativa do consumo alimentar deve se basear em dados empiricamente obtidos e metodologicamente fundamentados. Entre os principais métodos utilizados para a obtenção desses dados, destacam-se os recordatórios de 24 horas, os questionários de frequência alimentar, os diários alimentares e os inquéritos nacionais de orçamento familiar. Cada um desses métodos apresenta vantagens e limitações, especialmente relacionadas à representatividade temporal, à precisão do autorrelato e à adaptação cultural das respostas. Além disso, a ingestão alimentar apresenta alta variabilidade intra e interindividual, sendo influenciada por fatores socioeconômicos, culturais (ligados a tradicionalidades), geográficos e etários, que devem ser incorporados à análise conforme recomendado pela ATSDR (2005, 2015) e pela OMS (1999).

Em estudos de ARSH, é necessário estratificar o consumo por grupos alimentares específicos, uma vez que a distribuição de contaminantes não é uniforme entre vegetais, carnes, peixes, grãos ou laticínios. A concentração de contaminantes em peixes, por exemplo, tende a refletir processos ecológicos complexos, sendo frequentemente maior em espécies predadoras e em ambientes mais impactados. Da mesma forma, hortaliças folhosas apresentam maior propensão a acumular partículas atmosféricas depositadas, enquanto tubérculos acumulam elementos presentes no solo por contato direto. Essa estratificação permite identificar fontes críticas de exposição e evita subestimativas decorrentes de médias alimentares agregadas.

No Brasil, a principal fonte de dados populacionais sobre o consumo de alimentos é a Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF/IBGE), complementada por estudos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e por levantamentos regionais. Em muitos cenários de exposição, especialmente aqueles envolvendo populações ribeirinhas, agricultores familiares ou pescadores, os padrões alimentares nacionais não refletem adequadamente o consumo real, sendo necessário coletar dados específicos das comunidades impactadas. Isso é particularmente relevante para o cálculo da ingestão de peixes, cuja taxa pode ser significativamente maior em grupos com hábitos intensivos de pesca ou dependência alimentar direta dos ambientes aquáticos. Por esse motivo, estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação devem priorizar dados regionais, quando disponíveis, mantendo os valores nacionais como referência secundária.

As incertezas associadas à ingestão alimentar representam um dos elementos mais significativos da variabilidade total na avaliação de risco. Elas decorrem de flutuações sazonais, diferenças culturais, hábitos alimentares de grupos específicos, erros de autorrelato e heterogeneidade nas concentrações de contaminantes entre amostras de alimentos. Modelos probabilísticos (PRA), conforme diretrizes da USEPA (2001), são especialmente úteis para capturar essa variabilidade e permitir análises de sensibilidade que identifiquem os parâmetros de maior influência no risco final. A incorporação de distribuições lognormais ou gamma, especialmente para taxa de

consumo, e de distribuições empíricas para concentrações de contaminantes, fornece maior robustez e realismo às estimativas de risco em contextos regionais.

Assim, a avaliação da taxa de ingestão de alimentos deve ser entendida como uma etapa essencial para caracterizar adequadamente a exposição humana em estudos de ARSH, exigindo uma integração multidisciplinar entre toxicologia, epidemiologia nutricional, ciência dos alimentos, geoquímica ambiental e estatística aplicada. Em ambientes sujeitos a contaminação associada a eventos regionais de contaminação, a via alimentar frequentemente torna-se a principal determinante do risco adicional (ver item 8.3), justificando a necessidade de metodologias rigorosas, parâmetros conservadores e contínua atualização dos dados de consumo. Em síntese, a ingestão de alimentos é não apenas um vetor de exposição, mas também um indicador integrador do impacto ambiental sobre a saúde pública, sendo indispensável para qualquer abordagem científica que busque compreender, mitigar e prevenir riscos associados a contaminantes químicos no meio ambiente.

6.1.3.2 Duração de exposição

A Duração da Exposição (*Exposure Duration* – ED) define o intervalo temporal ao longo do qual um receptor humano permanece em contato com uma substância química de interesse por uma ou mais vias de exposição (USEPA, 2011). A ED é tratada pela USEPA (1989a), OMS (1999) e ATSDR (2015) não como um valor meramente cronológico, mas como uma variável integradora de comportamento, uso da região impactada, mobilidade populacional e estabilidade dos cenários de exposição, sendo decisiva para a diferenciação entre riscos agudos, subcrônicos e crônicos, bem como para a interpretação adequada dos efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos.

A USEPA (1989a, 2011) define a ED como o período total (em anos) durante o qual ocorre a exposição efetiva do receptor, considerando o cenário avaliado (residencial, ocupacional, recreativo ou misto). A ED integra o fator de exposição (FE), conjuntamente com a frequência de exposição (EF), e é normalizada pelo tempo de avaliação de efeitos adversos (AT), permitindo que a dose de exposição represente adequadamente tanto exposições de curta duração quanto aquelas distribuídas ao longo de décadas. A USEPA entende que a ED deve refletir padrões realistas de permanência do receptor no PDE, evitando pressupostos arbitrários e indicando, quando disponíveis, o uso de dados específicos da região em avaliação, sobretudo em avaliações de risco probabilísticas (APR).

A ATSDR (2005, 2015), por sua vez, amplia o tratamento conceitual da duração da exposição ao incorporá-la ao contexto de saúde pública. No **Public Health Assessment Guidance Manual**, a ED é interpretada à luz do histórico de ocupação da área, da dinâmica social das comunidades expostas e da vulnerabilidade de subgrupos populacionais. A agência enfatiza que a duração da exposição pode ser contínua ou intermitente, podendo variar substancialmente entre indivíduos da mesma comunidade, e que mudanças no uso do solo, intervenções institucionais ou deslocamentos populacionais podem encurtar, interromper ou prolongar a ED ao longo do tempo. Nesse sentido, a ATSDR recomenda que a duração seja analisada em consonância com evidências epidemiológicas, dados de biomonitoramento e registros históricos, evitando interpretações estáticas em cenários ambientais dinâmicos.

A OMS (1999), no **Environmental Health Criteria 210**, aborda a ED como um determinante fundamental da relação dose–resposta, especialmente em exposições crônicas de baixa dose. Para a OMS, a ED deve ser compreendida como parte de uma exposição temporal continuada, na qual exposições prolongadas, mesmo a concentrações reduzidas, podem resultar em efeitos cumulativos ou tardios, particularmente para substâncias persistentes, bioacumuláveis ou com modos de ação não imediatamente reversíveis. A organização destaca ainda que a duração da exposição deve ser avaliada em conjunto períodos de vida, como infância, gestação e envelhecimento, nos quais exposições relativamente breves podem ter consequências desproporcionais ao longo do ciclo de vida.

Em contextos regionais de contaminação, a ED não equivale necessariamente ao tempo total de permanência em uma UA, mais sim o período em que cenários de exposição validos estão ativos, podendo ser reduzida quando há barreiras físicas, mudanças comportamentais, restrições de acesso, medidas de gerenciamento de risco e, sobretudo, características intrínsecas dos receptores. Sendo assim, em eventos regionais de contaminação, a ED pode variar espacialmente dentro de uma mesma AU, exigindo sua análise por UE ou cenários específicos, de modo a evitar generalizações indevidas.

Para efeitos não carcinogênicos, a ED está diretamente associada ao tempo durante o qual a exposição ocorre, ou seja, igual à própria duração da exposição. Já para efeitos carcinogênicos, a ED deve ser equivalente ao tempo médio de expectativa de vida, independentemente da duração real da exposição, tendo como objetivo a avaliação do caráter cumulativo e probabilístico desses efeitos.

A duração da exposição também incorpora a dimensão de estudos futuros, especialmente em avaliações que consideram cenários de exposição válidos potenciais futuros. Sendo assim, para eventos regionais de contaminação, a ED deve ser estimada considerando tendências de uso do solo, crescimento urbano, mudanças ocupacionais e possíveis intervenções de remediação, permitindo que a ARER antecipe situações plausíveis sem incorrer em extrapolações especulativas.

6.1.3.3 Frequência de exposição

A Frequência da Exposição (*Exposure Frequency* – EF) expressa quantas vezes, em um determinado intervalo de tempo (geralmente dias por ano), um receptor humano entra efetivamente em contato com uma substância química de interesse por uma ou mais vias de exposição (USEPA, 2011). A EF é tratada pela USEPA (1989a), OMS (1999) e ATSDR (2015) como um parâmetro comportamental e contextual, diretamente relacionado aos padrões de uso do da região impactada, às atividades humanas e à intermitência dos cenários de contato com os contaminantes associados a FPC e às FSC.

A USEPA (1989a, 2011) define a EF como o número de eventos de exposição por unidade de tempo, usualmente expresso em dias por ano (dias/ano). Esse parâmetro integra, juntamente com a duração da exposição (ED), o fator de exposição (FE), que ajusta a dose de exposição às condições reais ou razoavelmente máximas de contato. A USEPA entende que a EF não é contínua na maioria dos cenários de exposição, variando conforme o tipo de receptor (residente, trabalhador, usuário recreativo), a via de ingresso (inalação, ingestão, contato dérmico) e o compartimento do meio físico de

interesse. Assim, valores como 350 dias/ano para cenários residenciais ou 270 dias/ano para cenários ocupacionais/laborais representam convenções técnicas, destinadas a padronizar avaliações e quantificações, e não descrições universais do comportamento humano.

A ATSDR (2005, 2015) adota uma perspectiva complementar, indicando que a EF deve ser interpretada à luz da realidade social e histórica das populações impactadas. No **Public Health Assessment Guidance Manual**, a EF é associada à regularidade com que uma população interage com o meio físico contaminado, podendo assumir padrões diários, sazonais ou episódicos. A agência destaca que, em comunidades impactadas por eventos regionais, a frequência da exposição pode ser heterogênea dentro da mesma região, variando conforme idade, ocupação, práticas culturais, condições socioeconômicas e acesso a recursos alternativos (por exemplo, fontes seguras de água). Nesse sentido, a ATSDR recomenda que a EF seja estimada de forma diferenciada para subgrupos populacionais, sempre que possível, evitando a aplicação indiscriminada de valores médios que possam mascarar situações de maior vulnerabilidade.

A OMS (1999), no **Environmental Health Criteria 210**, trata a frequência da exposição como um elemento essencial para a compreensão da dose cumulativa ao longo do tempo, especialmente em exposições crônicas de baixa intensidade. Para a OMS, a EF deve ser analisada em conjunto com a ED e com a variabilidade temporal das concentrações das SQI nos PDE, reconhecendo que exposições frequentes, ainda que intermitentes, podem resultar em efeitos adversos relevantes quando somadas ao longo de anos ou décadas. Sendo assim, a EF é influenciada por fatores estruturais, como padrões de urbanização, infraestrutura de saneamento, práticas alimentares e organização do trabalho, os quais extrapolam decisões individuais e devem ser considerados na ARER.

Em contextos regionais de contaminação, a EF representa apenas os períodos em que o cenário de exposição está completo, ou seja, quando existe contato efetivo entre o receptor e o compartimento ambiental contaminado. Dessa forma, medidas de gerenciamento de risco — como restrição de acesso, mudanças no uso do solo ou substituição de fontes contaminadas — podem reduzir significativamente a EF.

Para efeitos não carcinogênicos, a EF influencia diretamente a magnitude da dose média diária, sendo determinante para a comparação com doses ou concentrações de referência (RfD, RfC, MRL). Para efeitos carcinogênicos, embora o tempo de avaliação seja geralmente fixado na vida inteira, a frequência da exposição continua relevante, pois modula a dose efetivamente acumulada durante o período de contato, contribuindo para a estimativa do risco incremental carcinogênico.

A USEPA recomenda a utilização de avaliações probabilísticas quando houver dados suficientes, permitindo representar a variabilidade da EF na população. A ATSDR reforça a necessidade de explicitar limitações de dados e pressupostos adotados, especialmente em contextos de saúde pública. A OMS destaca que a comunicação do risco deve esclarecer que a frequência adotada nos cálculos é uma representação técnica do padrão de exposição, e não uma descrição exata do comportamento individual.

6.1.3.4 Peso corporal

O Peso Corporal (*Body Weight* – BW) é a variável utilizada para normalizar a dose de exposição, permitindo a comparação entre indivíduos e grupos populacionais com diferentes características fisiológicas (USEPA, 2011). O BW é tratado pela USEPA (1989a), OMS (1999) e ATSDR (2015) não apenas como uma variável antropométrica descritiva, mas como um fator determinante da dose absorvida a partir da DE, diretamente relacionado à suscetibilidade biológica, à toxicocinética e à variabilidade interindividual da resposta aos contaminantes presentes nos compartimentos ambientais de interesse.

A USEPA (1989a, 2011) utiliza o BW como denominador nas equações de dose (mg/kg·dia), assegurando que a magnitude da exposição seja expressa por unidade de massa corpórea, indicando que indivíduos com menor peso corporal, como crianças, recebem doses relativas maiores para uma mesma quantidade absoluta de contaminante ingerido, inalado ou absorvido pela pele. Sendo assim, os valores de BW devem ser definidos por faixa etária, derivados de grandes bases de dados populacionais nacionais como as mantidas pelo IBGE ou Ministério da Saúde. Entretanto, em casos específicos, como os associados a eventos regionais de contaminação, o BW pode ser definido utilizando dados específicos da população impactada sempre que disponíveis e representativos. O uso de valores padronizados deve ser entendido como uma convenção técnica voltada à comparabilidade e à proteção da saúde pública, e não como uma descrição exata de todos os indivíduos.

A ATSDR (2005, 2015) adota uma perspectiva semelhante, porém com maior ênfase na vulnerabilidade populacional e no contexto de saúde pública. No **Public Health Assessment Guidance Manual**, o BW é tratado como um parâmetro crítico para identificar subgrupos mais suscetíveis, especialmente crianças, gestantes, idosos e populações com condições nutricionais adversas. Nesse contexto, as variações no BW refletem não apenas diferenças etárias, mas também fatores socioeconômicos, culturais e de saúde, como desnutrição ou obesidade, que podem influenciar tanto a dose interna quanto a resposta biológica. Assim, sempre que possível, o peso corporal utilizado em estudos de ARER deve ser coerente com o perfil real da comunidade avaliada, evitando a aplicação acrítica de valores médios que possam subestimar riscos em populações vulneráveis.

A OMS (1999), **no Environmental Health Criteria 210**, integra o BW na discussão sobre toxicocinética, metabolismo e escalonamento biológico. Nesse sentido, BW está associado a diferenças na absorção, distribuição, biotransformação e excreção de substâncias químicas, influenciando a relação entre DE e dose absorvida. Assim, o BW não deve ser analisado isoladamente, mas em conjunto com outros parâmetros fisiológicos, como idade, sexo, estado nutricional e condições de saúde preexistentes. A abordagem da OMS também enfatiza que a utilização de valores médios de BW deve ser acompanhada de análise de incertezas, especialmente quando a ARSH subsidia decisões de saúde pública em contextos de exposição crônica e multivias, como em eventos regionais de contaminação.

Para definição adequada do BW em estudos de ARSH, considerar avaliações por faixa etária, justificando a adoção de parâmetros conservadores para proteger os grupos mais sensíveis. Crianças, por exemplo, apresentam menor peso corporal e, simultaneamente, maiores taxas de ingestão de água, alimentos e ar por unidade de

massa corpórea, resultando em doses relativas mais elevadas. Em contextos de contaminação regional, nos quais a exposição pode persistir por anos ou décadas, a correta consideração do BW ao longo do tempo é essencial para evitar subestimações sistemáticas do risco.

6.2 Quantificação da exposição

A quantificação da exposição corresponde ao processo analítico pelo qual se estima a dose ou a concentração efetivamente recebida por um indivíduo ou grupo populacional a partir do contato com uma SQI presente no meio ambiente, considerando o PDE, a via de ingresso, o padrão de uso do solo, o tempo de exposição e características fisiológicas dos receptores humanos.

A quantificação da exposição envolve a conversão das concentrações ambientais encontradas nos diferentes compartimentos ambientais de interesse (solo, sedimentos, água superficial, água subterrânea, ar atmosférico, biota) em doses que caracterizam o ingresso do contaminante no corpo humano, com base em equações que integram parâmetros de comportamento humano, fatores de absorção e variáveis específicas de cada substância. Assim, a exposição pode ser definida como uma função multidimensional que incorpora a quantificação das concentrações no PDE e a quantificação da Dose de Exposição (DE).

6.2.1 Quantificação das concentrações no ponto de exposição

A Concentração no Ponto de Exposição (C_{PDE}) representa o nível de contaminação mais pertinente ao Ponto de Exposição (PDE) a ser considerado, quer esse nível seja derivado de medição direta em campo, quer de modelamento matemático, quer de análise estatística de uma malha de dados, sendo essa a Máxima Concentração (C_{MAX}) plausível a ser adotada como valor conservador de referência para o cálculo do ingresso (CETESB, 2014; USEPA, 1989a). Essa escolha decorre do princípio precautório, ou seja, em contextos em que a proteção da saúde pública é primordial, adotar C_{MAX} assegura que cenários de pior exposição plausível sejam considerados na caracterização do risco.

Quando a C_{PDE} é definida por análise química laboratorial, a representação fidedigna do PDE requer um desenho de amostragem dirigido ao *hotspot* do PDE, isto é, a área do compartimento de interesse onde está localizado o PDE que, por evidência preliminar (visita de campo, mapeamento participativo, histórico de eventos de contaminação), concentra as maiores concentrações ou onde o receptor humano tem maior interação. Amostras representativas devem ser coletadas seguindo protocolos de qualidade (cadeia de custódia, amostras-controle, duplicatas, brancos), adotando técnicas de amostragem apropriadas ao compartimento (*e.g.*, amostragem de solo pelo método *Direct Push*, coleta de sedimento de superfície por Draga Van Veen adequada, amostragem de água por Garrafa de Van Dorn) e preservação (refrigeração, aditivos para preservação) para evitar transformação química em trânsito(entre o ponto de amostragem e o laboratório de análises químicas), conforme descrito no subitem 5.2.1 (Controle e garantia da qualidade). A interpretação da C_{MAX} exige ainda considerar limites dos métodos analíticos e a validação laboratorial. Valores de concentrações abaixo do Limite de Quantificação da Amostra (LQ_{AMT}) não devem ser analisados diretamente, mas sim ser tratados estatisticamente de forma adequada, como com a substituição por metade do limite de detecção do método (½ LDM) ou tratados a partir de técnicas de

avaliação de dados censurados. Além disso, todos os resultados devem ser acompanhados do relatório de garantia e controle de qualidade (QA/QC) que comprove a exatidão e a precisão das análises laboratoriais (ATSDR, 2005; USEPA, 1992a), conforme descrito no subitem 5.2.1.2 (Análises químicas laboratoriais).

Para cenários em que a exposição não decorre de contato pela inalação de vapores de compostos orgânicos voláteis (ambientes fechados e abertos), contato dérmico, ingestão e inalação de partículas em suspensão e poeira, a C_{PDE} deve ser estimada por modelamento matemático de transporte e transferência de massa partindo de concentrações obtidas na FSC ou em depósitos espaçados (DEM) formados pela MCP e pela MCS. Nesse caso, a $C_{MÁX}$ utilizada corresponde à concentração característica da fonte modelada (por exemplo, concentração dissolvida em água subterrânea ou adsorvida no solo que gera vapores orgânicos voláteis em espaços fechados e abertos, concentração em DEM que geram material particulado contaminado em suspenção disponível para contato dérmico, ingestão e inalação) e é aplicada como condição de contorno nos modelos de advecção/dispersão/ressuspensão (USEPA, 1989a, 2009b). Modelos atmosféricos para transporte e dispersão de partículas (*e.g.*, AERMOD, CALPUFF) permitem estimar plumas e concentrações temporais e espaciais; modelos de ressuspensão de sedimentos e de transporte fluvial (modelos hidrossedimentares) suportam estimativas de concentração de partículas na coluna de água e depositadas. A escolha do modelo deve ser justificada, calibrada com dados de campo sempre que possível, e acompanhada de análise de sensibilidade para parâmetros-chave (velocidade de ressuspensão, taxa de deposição, largura do canal, coeficientes de deposição) (USEPA, 2014c).

A definição por tratamento estatístico combina mapas de contaminação em uma UE para gerar superfícies de isoconcentração e pontos adicionais por meio de interpolação espacial (*e.g.*, krigagem, IDW). Esses pontos, complementares às amostras analíticas, alimentam a estimativa estatística da distribuição de concentrações na UE e permitem calcular um UCL95% (limite superior de confiança de 95%) representativo para a UE em avaliação. Ferramentas padronizadas como o *software* ProUCL (USEPA, 2015) fornecem métodos paramétricos e não paramétricos para cálculo de UCL, tratamento de dados censurados e avaliação de normalidade e homocedasticidade. No procedimento proposto, a C_{PDE} estatística pode ser dada pela C_{MAX} observada ou por valores derivados da malha interpolada, contudo o valor final usado para quantificação de ingresso será o UCL95% mais representativo, exceto quando, por diretrizes conservadoras de estudos específicos, a C_{MAX} observada por medição *in situ* for definida como a mais apropriada (USEPA, 1989a).

A definição adequada da C_{PDE} requer atenção a vários aspectos metodológicos e de qualidade:

- **Representatividade espacial e temporal**: amostragens pontuais devem ser planejadas em campanhas que capturem sazonalidade (secas/cheias, variações pluviométricas) e atividades antrópicas (obras de remediação, tráfego terrestre) que alterem concentrações. Em muitos casos, séries temporais são necessárias para distinguir picos temporários de deposição de estados de contaminação persistente.

- **Concentraçao no *hotspots versus* média espacial**: a seleção entre usar C_{MAX} no *hotspot* ou valor espacial médio depende do objetivo, proteção (usar C_{MAX}) *versus* estimativa típica (usar UCL ou média). Nos estudos de ARSH, o enfoque conservador conduz à C_{MAX}, mas isso deve ser claramente documentado e esta deve ser obtida com máxima segurança metodológica para que não caracterize uma estimativa inadequada.
- **Tratamento de dados não detectados (dados censurados)**: seguir técnicas estatísticas robustas (Kaplan-Meier, *Maximum Likelihood Estimation* – MLE, *multiple imputation* – imputação múltipla) em vez de substituições simples quando a fração de *non-detects* for significativa e reportar sensibilidade das conclusões a diferentes métodos.
- **QA/QC**: amostras, padrões de calibração, duplicatas, brancos de campo e de laboratório e matrizes certificadas são pré-requisitos para que os dados analíticos sejam considerados aceitáveis para derivação da C_{PDE} (ATSDR, 2005; USEPA, 1992a).
- **Especiação e forma**: para metais, a C_{PDE} deve ser associada, sempre que possível, à forma relevante (dissolvida, adsorvida, fracionada por tamanho, estado de oxidação) porque biodisponibilidade e vias de ingresso dependem da especiação química (OMS, 1999; USEPA, 2007a).
- **Ajuste por bioacessibilidade**: para vias orais, considerar testes *in vitro* de bioacessibilidade ou fatores de ajuste (por exemplo, *In Vitro Bioaccessibility Assay* – IVBA) para transformar concentração total em fração bioacessível, quando essa informação estiver disponível (USEPA, 2017a).
- **Documentação da incerteza**: relatar UCL (limite superior de confiança), intervalos de confiança, suposições do modelo, sensibilidade e fontes de erro (amostragem, analítico, modelagem) e aplicar análises de cenário/probabilística quando possível (USEPA, 2001).

A escolha entre C_{PDE} derivadas de análise laboratorial, modelamento ou estatística não é excludente, e é recomendado combinar essas fontes. Sendo assim, é possível utilizar C_{MAX} analítica quando disponível e representativa do *hotspot*, empregar modelagem para cenários que envolvam transporte de contaminantes intra e inter meios, onde medições diretas não representam a exposição efetiva, e aplicar tratamento estatístico e UCL95% para representar a distribuição espacial dentro da UE. Em todos os casos, a premissa adotada em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação é utilizar C_{MAX} como base conservadora para o ingresso, a qual deve ser explicitada, justificada e complementada por avaliação de sensibilidade que mostre o efeito de opções alternativas (UCL, média, percentis) sobre os resultados de risco.

Em estudos de ARER para eventos regionais de contaminação, as C_{PDE} devem ser integradas ao relatório da fase analítica contendo metadados de amostragem, QA/QC, tratamento de dados censurados, descrição do modelo matemático e parâmetros utilizados, resultados de validação e calibração, e uma seção de incertezas que oriente interpretações e decisões. A robustez dessa documentação é condição necessária para que as estimativas de dose subsequentes e as decisões de gestão de risco sejam cientificamente defensáveis e socialmente legítimas.

6.2.2 Quantificação das doses de exposição

A quantificação da exposição é o processo pelo qual se estimam, de forma sistemática e cientificamente fundamentada, as doses ou concentrações de contaminantes às quais um receptor humano está potencialmente sujeito. De acordo com as diretrizes clássicas do **RAGS A** (USEPA, 1989a) e do **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005, 2015), essa etapa integra dados ambientais, parâmetros exposicionais, fatores fisiológicos e características comportamentais dos receptores, culminando na construção de estimativas quantitativas capazes de representar, com grau adequado de conservadorismo e realismo, as condições de exposição atuais e futuras em cenários completos ou potenciais.

No contexto metodológico de estudos de ARSH, a quantificação da exposição é realizada por meio do cálculo da Dose de Exposição (DE) ou da Concentração de Exposição (CE), parâmetros que sintetizam, de forma conservadora, o ingresso efetivo de SQI no organismo humano ao longo do tempo. A formulação geral adotada pela USEPA (1989a) e pela ATSDR (2005, 2015) pode ser expressa pela seguinte relação:

$$\mathrm{DE} = \frac{\mathrm{C} \times \mathrm{TC} \times \mathrm{FE} \times \mathrm{BAF}}{\mathrm{BW}}$$

em que:

C: representa a concentração da substância química no ponto de exposição (C_{PDE});

TC: corresponde à taxa de contato, dependente da via de exposição e da natureza do meio contaminado;

FE: é o fator de exposição, que agrega frequência, duração e tempo de avaliação para efeitos adversos;

BAF: é o fator de bioacumulação, introduzido para ajustar a fração efetivamente absorvível pelo organismo;

BW: é o peso corporal do receptor, fundamental para normalizar a dose e permitir comparações interestágios e interespécies.

O fator de exposição (FE) é definido segundo:

$$\mathrm{FE} = \frac{\mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{AT}}$$

em que:

EF (*Exposure Frequency*): traduz o número de dias/ano nos quais o contato ocorre;

ED (*Exposure Duration*): representa o período total de exposição em anos;

AT (Tempo de Avaliação): é o tempo médio de avaliação, variando conforme a natureza do efeito adverso considerado: para efeitos não carcinogênicos, AT = ED × 365 dias; para efeitos carcinogênicos, AT corresponde tipicamente à expectativa de vida (70 anos × 365 dias), como recomendado pela (USEPA, 1989a).

Essas equações constituem a estrutura formal de quantificação da exposição e são ajustadas para cada via de ingresso, cenário de exposição e faixa etária, refletindo

aproximações específicas relacionadas à natureza físico-química das SQI, às características comportamentais dos receptores humanos e às condições ambientais presentes em cada UE de todas as UA definidas para a região impactada pelo evento regional de contaminação.

Nesse contexto, cada UE sintetiza um subconjunto espacialmente coeso da área de estudo (região contaminada) dentro da UA caracterizado por usos do solo, condições ambientais e potenciais de exposição homogêneos. Uma vez definida a UE, a parametrização das equações de dose e concentração é realizada individualmente para cada cenário de exposição válido (completo ou potencial; atual ou futuro). Dessa forma, garante-se que os cálculos reflitam simultaneamente parâmetros biológicos, comportamentais e espaciais.

A definição acurada dos parâmetros exposicionais é fundamental para a determinação adequada da magnitude, da frequência e da duração do contato das SQI com os receptores humanos. Na literatura internacional, a USEPA (1989a, 2011) e a ATSDR (2005, 2015) destacam que a exposição humana é um fenômeno dinâmico, condicionado por características fisiológicas, comportamentais e socioculturais, que variam ao longo do ciclo de vida e influenciam de maneira direta a taxa de ingresso nos diferentes caminhos de exposição. Assim, para estudos que envolvam eventos regionais de contaminação, a parametrização das equações de dose e concentração não pode ser tratada como um exercício meramente matemático, mas como um processo de integração entre evidências científicas, observações comportamentais e dados ambientais espacialmente referenciados.

A estrutura temporal da exposição é particularmente relevante. Crianças, adolescentes e adultos apresentam diferenças substanciais na taxa de ingestão de água, nos padrões de consumo alimentar, na taxa respiratória, nas interações mão-boca e na mobilidade territorial, fatores que modulam a exposição de forma diferenciada. Por essa razão, o **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011) recomenda a adoção de faixas etárias específicas que capturem essas nuances fisiológicas e comportamentais. Contudo, estudos aplicados em contextos regionais frequentemente enfrentam limitações de dados que inviabilizam a estratificação em múltiplos grupos etários.

A adoção do conceito de Máxima Exposição Razoável (MER) assegura que os valores utilizados na estimativa de dose mantenham caráter conservador, prevenindo a subestimação do risco. Entretanto, esse conservadorismo pode acarretar superestimativas quando aplicado de forma homogênea a populações heterogêneas. Por essa razão, as diretrizes da USEPA (1989a) e da ATSDR (2005, 2015) determinam que a MER seja acompanhada de análises de incerteza e sensibilidade, de modo que a robustez das estimativas de risco seja avaliada criticamente.

Aspectos fisiológicos desempenham papel central na determinação da dose e concentração de exposição. O Peso Corporal (BW), utilizado como denominador nas equações de dose, é particularmente relevante, pois crianças possuem massa corporal reduzida, o que amplifica as doses normalizadas, mesmo quando a taxa absoluta de ingresso é semelhante à dos adultos. Além disso, comportamentos típicos da infância (maior frequência de atividades no solo, maior tempo em ambientes externos, maior prevalência de comportamentos mão-boca) aumentam a eficiência de algumas vias de

ingresso. Por essa razão, recomenda-se que as doses sejam calculadas separadamente por faixa etária sempre que dados adequados estejam disponíveis (USEPA, 2011).

Outro elemento fundamental é o Fator de Bioacumulação (BAF) discutido no subitem 4.4.1 (Bioacumulação, biodisponibilidade e bioacessibilidade), que traduz a fração da substância química efetivamente absorvida pelo organismo. Nem toda a concentração presente no ambiente representa risco potencial, uma vez que fatores físico-químicos (como solubilidade, especiação, adsorção a partículas e complexação) podem reduzir significativamente a porção absorvível. A inclusão do BAF nas equações de dose representa avanço metodológico que aproxima as estimativas de ingresso das condições fisiológicas reais (ATSDR, 2005, 2015; IPCS; OMS, 2004; USEPA, 2007a).

A abordagem temporal difere conforme a natureza do efeito tóxico avaliado. Para efeitos **não carcinogênicos**, o Tempo de Avaliação (AT) corresponde ao período real de exposição, refletindo o entendimento de que esses efeitos dependem de doses acumuladas em intervalos temporais delimitados. Já para **efeitos carcinogênicos**, cuja indução está associada ao acúmulo de danos ao longo da vida, utiliza-se AT igual à expectativa de vida média da população avaliada, independentemente da duração real de exposição. Essa distinção metodológica assegura compatibilidade com os parâmetros toxicológicos aplicados, como as RfD, RfC, SFO e IUR (Unidade de Risco por Inalação).

É fundamental reconhecer que a quantificação da exposição representa uma estimativa modelada e não uma medida direta. Assim, está sujeita a incertezas oriundas da representatividade das C_{PDE}, da variabilidade comportamental e fisiológica dos receptores, da aplicação generalizada da MER e da ausência de dados locais específicos sobre dieta, mobilidade, uso da região impactada e padrões de interação com o meio físico. Por essa razão, diretrizes internacionais determinam que tais incertezas sejam explicitamente discutidas e que sejam realizadas análises de sensibilidade para avaliar a influência dos parâmetros mais incertos sobre as estimativas finais de risco.

A quantificação da exposição é estabelecida a partir de processos interdisciplinares complexos, que articulam elementos ambientais, biológicos, comportamentais e espaciais para produzir estimativas robustas de ingresso de contaminantes no corpo humano exposto. Sendo assim, as equações para quantificação do ingresso serão apresentadas considerando os cenários de exposição associados ao ingresso por (i) ingestão, (ii) inalação e (iii) contato dérmico, considerando todas as variações exposicionais possíveis em contextos de estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação.

6.2.2.1 Ingresso por ingestão

Cenários de exposição associados a ingestão podem ocorrer de forma intencional, incidental e eventual. O contato ocorre de forma intencional quando há a intenção de contato com o compartimento ambiental contaminado, ou seja, intenção de ingestão de água superficial ou subterrânea usadas para consumo humano. Quando ocorre a ingestão de partículas de solo, sedimento ou poeira, a ingestão é descrita como incidental tanto em cenários residenciais quanto laborais. A ingestão eventual ocorre associada ao consumo de alimentos de origem vegetal e animal, ou quando está relacionada a ingestão de água superficial durante natação recreacional. Do Quadro 6 ao Quadro 13, a seguir, são apresentadas as equações utilizadas para o cálculo da dose de

exposição associada à ingestão de solo e sedimento superficial e subsuperficial, poeira sedimentada em ambientes fechados, água destinada ao consumo humano e água superficial ingerida durante natação recreacional.

Quadro 6: Ingestão de solo superficial e subsuperficial (cenários residenciais e laborais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado à ingestão de partículas de solo superficial e subsuperficial contaminado em cenários residenciais e laborais conforme capítulo 6.6.2 (Calculate Soil, Sediment, or Dust Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no PDE de solo superficial ou subsuperficial
ED	Duração da Exposição (ano) para ingestão de solo superficial ou subsuperficial
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de solo superficial ou subsuperficial
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg solo/dia ou mg/hora) para solo superficial ou subsuperficial, considerando a faixa etária do receptor humano avaliado, conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 5-5; Tabela 5-1)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ceder partículas de solo superficial ou subsuperficial contaminado
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-40 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 7: Ingestão de sedimento superficial e subsuperficial (cenários recreacionais e laborais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado à ingestão de partículas de sedimento superficial e subsuperficial contaminado em cenários residenciais e laborais, conforme capítulo 6.6.2 (Calculate Soil, Sediment, or Dust Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no PDE de sedimento superficial ou subsuperficial
ED	Duração da Exposição (ano) para ingestão de sedimento superficial ou subsuperficial
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de sedimento superficial ou subsuperficial
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para sedimento superficial ou subsuperficial, calculada com base no contato da mão com a boca ou na ingestão acidental de água contendo sedimento em suspensão, conforme capítulo 4 (Non-Dietary Ingestion Factors) do **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ceder partículas de sedimento superficial ou subsuperficial contaminado
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-40 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 8: Ingestão de poeira sedimentada em espaços fechados (cenários residenciais e laborais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado à ingestão de poeira sedimentada contaminada em espaços fechados em cenários residenciais e laborais, conforme Capítulo 6.6.2 (Calculate Soil, Sediment, or Dust Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no PDE de poeira sedimentada
ED	Duração da Exposição (ano) para ingestão de poeira sedimentada
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de poeira sedimentada
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para poeira sedimentada em espaços fechados considerando a faixa etária do receptor humano avaliado, conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 5-5; Tabela 5-1)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ceder poeira sedimentada contaminada em espaços fechados
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-40 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 9: Ingestão de água para consumo humano (cenários residenciais e laborais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times EF \times ED)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado à ingestão de água para consumo humano em cenários residenciais e laborais, conforme capítulo 6.6.1 (Calculate Ground-Water and Surface Water Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/L) no PDE na água superficial ou subterrânea
ED	Duração da Exposição (ano) para ingestão de água superficial ou subterrânea
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de água superficial ou subterrânea
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (L/dia) de água (superficial ou subterrânea) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 3-3; Tabela 3-1) ou dados específicos da Unidade Ambiental (UA)

Fonte: RAGS A, p. 6-35 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 10: Ingestão acidental de água superficial (cenários de natação recreacional)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times EF \times ED \times ET)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato por meio de ingestão acidental de água superficial contaminada durante natação recreacional, conforme capítulo 6.6.1 (Calculate Ground-Water and Surface Water Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/L) no PDE na água superficial
ED	Duração da Exposição acidental (ano) para ingestão de água superficial durante natação recreacional
EF	Frequência da Exposição acidental (eventos/ano) para ingestão de água superficial durante natação recreacional
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (litros/hora) de água superficial contaminada durante natação recreacional considerando a faixa etária do receptor humano avaliado), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 3-7; Tabela 3-5) ou dados específicos da Unidade Ambiental (UA)
ET	Tempo da Exposição (horas/evento) para ingestão da água superficial durante natação recreacional

Fonte: RAGS A, p. 6-36 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 11: Ingestão de peixes e pescados (cenários residenciais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times FI \times EF \times ED \times CF)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato por meio de ingestão de peixes e pescados contaminado em cenários residenciais e laborais, conforme capítulo 6.6.4 (Calculate Food Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) na musculatura do peixe ou pescados
ED	Duração da Exposição acidental (ano) para ingestão de peixes ou pescados
EF	Frequência da Exposição (refeições/ano) de peixes ou pescados
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg/refeição) de peixes ou pescados considerando a faixa etária do receptor humano avaliado), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 10-7; Tabela 10-1) ou dados específicos da Unidade Ambiental (UA). O "ingresso" (g/kg.dia) apresentado na tabela mencionada deve ser convertido para Taxa de Ingresso (mg/refeição)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ingestão de peixes ou pescados
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-45 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 12: Ingestão de alimentos de origem vegetal (cenários residenciais)

$DE = (C_{PDE} \times IR \times FI \times EF \times ED \times CF)/(BW \times AT)$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato por meio de ingestão de alimentos de origem vegetal contaminados em cenários residenciais, conforme capítulo 6.6.4 (Calculate Food Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no alimento de origem vegetal
ED	Duração da Exposição acidental (ano) para ingestão de alimento de origem vegetal
EF	Frequência da Exposição (refeições/ano) de alimento de origem vegetal
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg/refeição) de alimento de origem vegetal considerando a faixa etária do receptor humano avaliado), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 10-7; Tabela 10-1) ou dados específicos da Unidade Ambiental (UA). O "Ingresso" (g/kg.dia) apresentado na tabela mencionada deve ser convertido para Taxa de Ingresso (mg/refeição)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ingestão de alimento de origem vegetal
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-46 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

Quadro 13: Ingestão de alimentos de origem animal (cenários residenciais)

DE = (CPDE × IR × FI × EF × ED × CF)/(BW × AT)	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato por meio de ingestão de alimentos de origem animal contaminados em cenários residenciais, conforme capítulo 6.6.4 (Calculate Food Intakes) do **RAGS A** (USEPA, 1989a)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no alimento de origem animal
ED	Duração da Exposição acidental (ano) para ingestão de alimento de origem animal
EF	Frequência da Exposição (refeições/ano) de alimento de origem animal
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
IR	Taxa de Ingestão (mg/refeição) de alimento de origem animal considerando a faixa etária do receptor humano avaliado), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 10-7; Tabela 10-1) ou dados específicos da Unidade Ambiental (UA). O "Ingresso" (g/kg.dia) apresentado na tabela mencionada deve ser convertido para Taxa de Ingresso (mg/refeição)
FI	Fração da Fonte Contaminada (-) disponível para ingestão de alimento de origem animal
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)

Fonte: RAGS A, p. 6-46 (USEPA, 1989a) e USEPA (2011)

6.2.2.2 Ingresso por inalação

Cenários de exposição associados a inalação podem ocorrer de forma involuntária, ou seja, associada a rotina residencial ou laboral cotidiana do ser humano em ambientes abertos e espaços fechados. Do Quadro 14 ao Quadro 19, a seguir, são

apresentadas as equações utilizadas para o cálculo da dose de exposição associada à inalação de partículas e vapores que tenham origem no solo superficial e subsuperficial em ambientes abertos e espaços fechados.

Quadro 14: Inalação de partículas de solo superficial em suspensão

$CE = (C_{PDE} \times ET \times EF \times ED)/AT$	
Concentração de Exposição – CE (µg/m³) para o cenário de exposição associado a inalação em ambientes abertos de partículas em suspensão de solo contaminado, conforme capítulo 3.3.3 (Estimate Exposure Concentration) do **RAGS F** (USEPA, 2009b)	
C_{PDE}	Concentração da SQI no particulado em suspenção (µg/m³)
ED	Duração da Exposição (ano) para inalação de particulado em suspensão
EF	Frequência da Exposição (dias/ano) para inalação de particulado em suspensão
ET	Tempo de Exposição (horas/dia) para inalação de particulado em suspensão
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

Fonte: RAGS F, p. 18 (USEPA, 2009b)

Quadro 15: Modelo de transferência de massa de solo superficial para material particulado

$C_{PDE} = C_{SOLO} \times TF_p$ $TF_p = (P_e / DF_{AMB}) \times 10^9$ $\quad$ $DF_{AMB} = (U_{ar} \times W \times \delta_{ar}) / A$	
Modelo de transferência de massa considerando concentrações obtidas em amostras de solo superficial em ambientes abertos (C_{SOLO}), para concentrações modeladas de material particulado em suspensão em ambientes abertos (C_{PDE}).	
C_{PDE}	Concentração da SQI (µg/m³) no material particulado em suspensão em ambientes abertos no PDE
C_{SOLO}	Concentração da SQI (mg/kg) no solo em ambientes abertos no PDE
TF_p	Fator de transferência de partículas (g-solo/cm³-ar) do solo para o material particulado em suspensão em ambientes abertos
DF_{AMB}	Fator de dispersão em ambientes abertos (cm⁄seg)
U_{ar}	Velocidade do ar na zona de respiração em ambientes abertos (cm/seg)
W	Largura da FSC em ambientes abertos (cm)
δ_{ar}	Altura da zona de respiração em ambientes abertos (cm)
A	Área da fonte secundária de contaminação no solo em ambientes abertos (cm²)
P_e	Taxa de emissão de partículas (mg/cm².dia)

Fonte: ASTM (2022)

Quadro 16: Inalação de vapores a partir do solo (superficial ou subsuperficial)

$CE = (C_{PDE} \times ET \times EF \times ED)/AT$	
Concentração de Exposição – CE (µg/m^3) para o cenário de exposição associado a inalação em ambientes abertos de vapores do solo (superficial ou subsuperficial) contaminado, conforme capítulo 3.3.3 (Estimate Exposure Concentration) do **RAGS F** (USEPA, 2009b)	
C_{PDE}	Concentração da SQI (µg/m^3) no vapor em ambientes abertos no PDE
ED	Duração da exposição (ano) para inalação de vapores em ambientes abertos
EF	Frequência da exposição (dia/ano) para inalação de vapores em ambientes abertos
ET	Tempo de exposição (horas/dia) para inalação de vapores em ambientes abertos
AT	Tempo médio de avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

Fonte: RAGS F, p. 18 (USEPA, 2009b)

Quadro 17: Modelo de transferência de massa de vapor no solo subsuperficial para vapor no ar em espaços fechados

$$C_{PDE} = C_{SOLO} \times VF_{SS,ESP}$$

$$VF_{SS,ESP} = \frac{1}{\frac{Kd}{H_{EF}}\left(e^{\left(\frac{Q_S \times L_{FD}}{A_b \times D_{EF,FD} \times n}\right)} + \frac{DF_{EF,NS} \times A_b}{Q_S \times L_S} \times \left(e^{\left(\frac{Q_S \times L_{FD}}{A_b \times D_{EF,FD} \times n}\right)} - 1\right)\right) \times \frac{DF_{ESP} \times L_S}{DF_{EF,NS} \times e^{\left(\frac{Q_S \times L_{FD}}{A_b \times D_{EF,FD} \times n}\right)}}}$$

ou $$VF_{SS,AMB} = \frac{d_S \times \rho_S}{DF_{ESP} \times \tau \times 31536000\ seg/ano}$$

$$DF_{EF,NS} = D^{ar}\frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{água}\frac{1}{H}\frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad DF_{EF,FD} = D^{ar}\frac{\theta_{afd}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{água}\frac{1}{H}\frac{\theta_{wfd}^{3.33}}{\theta_t^2}$$

Modelo de transferência de massa considerando concentrações em amostras de solo subsuperficial (C_{SOLO}), para concentrações modeladas de vapor em espaços fechados (C_{PDE})	
C_{PDE}	Concentração da SQI no vapor em espaços fechados no PDE (µg/m³)
C_{SOLO}	Concentração da SQI no solo subsuperficial em espaços fechados no PDE (mg/kg)
$VF_{SS,AMB}$	Fator de Volatilização do solo superficial para o ar em espaços fechados (-)
$DF_{EF,NS}$	Coeficiente de difusão efetiva no solo da zona não saturada (cm²/seg)
DF_{ESP}	Fator de dispersão em espaços fechados (cm⁄seg)
H_{EF}	Constante efetiva da lei de Henry (cm³-água/cm³-ar)
Q_S	Fluxo convectivo nas fundações (cm³/seg)
H	Constante da lei de Henry (-)
Kd	Coeficiente de partição solo-água (cm³-água/g-ar)
L_{FD}	Espessura das fundações (*slab*) (cm)
$D_{EF,FD}$	Coeficiente de difusão efetiva do solo nas fundações (cm²/seg)
n	Fração de fendas nas fundações (-)
A_b	Área das fundações(cm²)
L_S	Profundidade do solo subsuperficial contaminado (cm)
d_S	Profundidade da camada de solo contaminado (cm)
ρ_s	Densidade do solo seco (g/cm³)
τ	Tempo médio de fluxo de vapor para superfície (anos)
D^{ar}	Coeficiente de difusão do composto pura na ar (cm²/seg)
$D^{água}$	Coeficiente de difusão do composto pura na água (cm²/seg)
θ_T	Porosidade total do solo (-)
θ_{as}	Conteúdo volumétrico de ar no solo (-)
θ_{ws}	Conteúdo volumétrico de água no solo (-)
θ_{afd}	Conteúdo volumétrico de ar nas fundações (-)
θ_{wfd}	Conteúdo volumétrico de água nas fundações (-)

Fonte: ASTM (2022)

Quadro 18: Modelo de transferência de massa de vapor no solo subsuperficial para vapor no ar em ambientes abertos

$$C_{PDE} = C_{SOLO} \times VF_{SS,AMB}$$

$$VF_{SS,AMB} = \frac{1}{\left(1+\frac{DF_{AMB} \times L_S}{D_{EF,NS}}\right)\times\frac{Kd}{H_{EF}}} \quad \text{ou} \quad VF_{SS,AMB} = \frac{d_S \times \rho_S}{DF_{AMB} \times \tau \times 31536000\ seg/ano}$$

$$DF_{EF,NS} = D^{ar}\frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{água}\frac{1}{H}\frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_t^2}$$

Modelo de transferência de massa considerando concentrações em amostras de solo subsuperficial (C_{SOLO}), para concentrações modeladas de vapor em ambientes abertos (C_{PDE})	
C_{PDE}	Concentração da SQI no vapor em ambientes abertos no PDE (µg/m³)
C_{SOLO}	Concentração da SQI no solo subsuperficial em ambientes abertos no PDE (mg/kg)
$VF_{SS,AMB}$	Fator de Volatilização do solo superficial para o ar em ambientes abertos (-)
$DF_{EF,NS}$	Coeficiente de difusão efetiva no solo da zona não saturada (cm²/seg)
DF_{AMB}	Fator de dispersão em ambientes abertos (cm⁄seg)
H_{EF}	Constante efetiva da lei de Henry (cm³-água/cm³-ar)
H	Constante da lei de Henry (-)
Kd	Coeficiente de partição solo-água (cm³-água/g-ar)
L_S	Profundidade do solo subsuperficial contaminado (cm)
d_S	Profundidade da camada de solo contaminado (cm)
ρ_s	Densidade do solo seco (g/cm³)
τ	Tempo médio de fluxo de vapor para superfície (anos)
D^{ar}	Coeficiente de difusão do composto pura na ar (cm²/seg)
$D^{água}$	Coeficiente de difusão do composto pura na água (cm²/seg)
θ_T	Porosidade total do solo (-)
θ_{as}	Conteúdo volumétrico de ar no solo (-)
θ_{ws}	Conteúdo volumétrico de água no solo (-)

Fonte: ASTM (2022)

Quadro 19: Modelo de transferência de massa de vapor no solo superficial para vapor no ar em ambientes abertos

$$C_{PDE} = C_{SOLO} \times TF_s \times 10^9$$

$$TF_S = \frac{\rho_S}{DF_{AMB}} \sqrt{\frac{4 \times D_{SS,AMB}}{\pi \times \tau \times 31536000 \frac{seg}{ano}} \times \frac{H_{EF}}{Kd \times \rho_S}} \quad \text{ou} \quad TF_S = \frac{L_S \times \rho_S}{DF_{AMB} \times \tau \times 31536000 \frac{seg}{ano}}$$

$$DF_{AMB}(cm/seg) = \frac{U_{ar} \times W \times \delta_{ar}}{A}$$

$$DF_{S,AMB} = \frac{D^{ar} \times \theta_{ar}^{3,33} \times \delta_{ar}}{\theta_T^2} + \left[\left(\frac{D^{água}}{H}\right) \times \left(\frac{\theta_{ws}^{3,33}}{\theta_T^2}\right)\right]$$

Modelo de transferência de massa considerando concentrações em amostras de solo superficial (C_{SOLO}), para concentrações modeladas de vapor em ambientes abertos (C_{PDE})	
C_{PDE}	Concentração da SQI (µg/m³) no vapor em ambientes abertos no PDE
C_{SOLO}	Concentração da SQI (mg/kg) no solo superficial em ambientes abertos no PDE
TF_S	Fator de Transferência de vapor (g-solo/cm³-ar) do solo superficial para o ar ambiente em ambientes abertos. Entre os dois resultados será escolhido o menor valor calculado.
DF_{AMB}	Fator de dispersão em ambientes abertos (cm⁄seg)
$DF_{S,AMB}$	Coeficiente de difusão efetiva do solo superficial para ambientes abertos (cm²/seg)
U_{ar}	Velocidade do ar na zona de respiração em ambientes abertos (cm/seg)
W	Largura da FSC em ambientes abertos (cm)
δ_{ar}	Altura da zona de respiração em ambientes abertos (cm)
A	Área da fonte secundária de contaminação no solo em ambientes abertos (cm²)
H_{EF}	Coeficiente efetivo da Lei de Henry (cm³-água/cm³-ar)
Kd	Coeficiente de partição solo-água (cm/seg)
L_S	Espessura do solo superficial (cm)
ρ_s	Densidade do solo seco (g/cm³)
τ	Tempo médio para fluxo de emissão de vapor (ano)
θ_T	Porosidade total do solo (-)
θ_{ar}	Conteúdo volumétrico de ar no solo (-)
θ_{ws}	Conteúdo volumétrico de água no solo (-)
H	Constante da Lei de Henry (cm³-água/cm³-ar)
D^{ar}	Coeficiente de difusão no ar (cm²/seg)
$D^{água}$	Coeficiente de difusão na água (cm²/seg)

Fonte: ASTM (2022)

6.2.2.3 Ingresso por contato dérmico

Cenários de exposição associados ao contato dérmico podem ocorrer de forma intencional, incidental e eventual. O contato ocorre de forma intencional quando há a intenção de contato com o compartimento ambiental contaminado, ou seja, intenção de estar em contato com solo, sedimento e água superficial em cenários tanto residenciais quanto laborais. O contato pode ser incidental com solo e poeira em cenários residenciais e eventual para cenários laborais ou durante atividades de natação recreacional no caso de sedimento e água superficial. Do Quadro 20 ao Quadro 23, a seguir, são apresentadas as equações utilizadas para o cálculo da dose de exposição associada ao contato dérmico de solo, poeira, sedimento e água superficial.

Quadro 20: Contato dérmico com solo (superficial ou subsuperficial) em ambientes abertos

$DE = (DA_{EVEN} \times EV \times ED \times EF \times SA)/(BW \times AT)$ $DA_{EVEN} = C_{PDE} \times CF \times AF \times ABS_d$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato dérmico com solo superficial ou subsuperficial contaminado, conforme capítulo 3.2 (Estimation of Dermal Exposures to Chemicals in Soil) do **RAGS E** (USEPA, 2004b).	
DA_{EVEN}	Dose Absorvida por Evento de exposição (mg/cm^2-event)
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no PDE de solo superficial ou subsuperficial
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)
AF	Fator de aderência do solo na pele (mg/cm^2-event) (seção 3.2.2.3 e APÊNDICE C, **RAGS A**)
ABS_d	Fração de Absorção Dérmica (p. 3-16, **RAGS E**)
EV	Frequência de Eventos (eventos/dia) para contato dérmico com solo
ED	Duração da Exposição (ano) para contato dérmico com solo
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico com solo
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
SA	Área da Superfície do Corpo disponível para contato dérmico (cm^2), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 7-5; Tabela 7-1)

Fonte: RAGS E, p. 3-9 (USEPA, 2004b)

Quadro 21: Contato dérmico com poeira sedimentada em espaços fechados

$DE = (DA_{EVEN} \times EV \times ED \times EF \times SA)/(BW \times AT)$ $DA_{EVEN} = C_{PDE} \times CF \times AF \times ABS_d$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato dérmico com poeira sedimentada contaminada, conforme capítulo 3.2 (Estimation of Dermal Exposures to Chemicals in Soil) do **RAGS E** (USEPA, 2004b)	
DA_{EVEN}	Dose Absorvida por Evento de exposição (mg/cm^2-event)
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) na poeira sedimentada no PDE
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)
AF	Fator de aderência da poeira na pele (mg/cm^2-event) (seção 3.2.2.3 e APÊNDICE C, **RAGS A**)
ABS_d	Fração de Absorção Dérmica (p. 3-16, **RAGS E**)
EV	Frequência de Eventos (eventos/dia) para contato dérmico com poeira sedimentada
ED	Duração da Exposição (ano) para contato dérmico com poeira sedimentada
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico com poeira sedimentada
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
SA	Área da Superfície do Corpo disponível para contato dérmico (cm^2), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 7-5; Tabela 7-1)

Fonte: RAGS E, p. 3-9 (USEPA, 2004b)

Quadro 22: Contato dérmico com sedimento

$DE = (DA_{EVEN} \times EV \times ED \times EF \times SA)/(BW \times AT)$ $DA_{EVEN} = C_{SEDIMENTO} \times CF \times AF \times ABS_d$	
Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato dérmico com sedimento contaminados, conforme capítulo 3.3 (Estimation of Dermal Exposures to Chemicals in Sediment) do **RAGS E** (USEPA, 2004b)	
DA_{EVEN}	Dose Absorvida por Evento de exposição (mg/cm^2-event)
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/kg) no sedimento no PDE
CF	Fator de Conversão (10^{-6} kg/mg)
AF	Fator de aderência da poeira na pele (mg/cm^2-event) (seção 3.2.2.3 e APÊNDICE C, **RAGS A**)
ABS_d	Fração de Absorção Dérmica (p. 3-16, **RAGS E**)
EV	Frequência de Eventos (eventos/dia) para contato dérmico com sedimento
ED	Duração da Exposição (ano) para contato dérmico com sedimento
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico com sedimento
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
SA	Área da Superfície do Corpo disponível para contato dérmico (cm^2), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 7-5; Tabela 7-1)

Fonte: RAGS E, p. 3-9 (USEPA, 2004b)

Quadro 23: Contato dérmico com água

$DE = (DA_{EVEN} \times EV \times ED \times EF \times SA)/(BW \times AT)$

(compostos orgânicos)

Se $t_{even} \leq t^*$, então $DA_{EVEN} = 2FA \times K_P \times C_{PDE} \sqrt{\frac{6\,\tau_{even} \times t_{even}}{\pi}}$

Se $t_{even} > t^*$, então $DA_{EVEN} = FA \times K_P \times C_{PDE} \left[\frac{t_{even}}{1+B} + 2\,\tau_{even}\left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2}\right)\right]$

(compostos inorgânicos)

$DA_{EVEN} = C_{PDE} \times K_P \times t_{even}$

Dose de Exposição – DE (mg /kg.dia) para o cenário de exposição associado ao contato dérmico com água contaminada, conforme capítulo 3.2 (Estimation of Dermal Exposures to Chemicals in Water) do **RAGS E** (USEPA, 2004b).

DA_{EVEN}	Dose Absorvida por Evento de exposição (mg/cm^2-event)
C_{PDE}	Concentração da SQI (mg/L) na água no PDE
K_P	Coeficiente de permeabilidade dérmica do composto na água (com/evento)
t_{even}	Duração do evento (hora/evento)
FA	Fração de absorção via contato com a água (-)
τ_{even}	Tempo entre o evento e início do efeito adverso (hora/evento)
t*	Tempo para o efeito adverso alcançar o equilíbrio dinâmico (horas) = 2,4 τ_{even}
B	Razão entre os coeficientes de permeabilidade dérmica do composto na água (-). Equação A.1, p. A-8 - RAGS E.
EV	Frequência de Eventos (evento/dia) para contato dérmico com água
ED	Duração da Exposição (ano) para contato dérmico com água
EF	Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico com água
BW	Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado
AT	Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos
SA	Área da Superfície do Corpo disponível para contato dérmico (cm²), conforme **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2011; p. 7-5; Tabela 7-1)

Fonte: RAGS E, p. 3-3, 3-4 e 3-5 (USEPA, 2004b)

07 Avaliação da toxicidade em contextos regionais

A avaliação da toxicidade estabelece a natureza, a intensidade e a probabilidade de ocorrência dos efeitos adversos à saúde humana associados à exposição a uma ou mais substâncias químicas. Diferentemente das etapas de diagnóstico descritas nos capítulos 4 (PLANEJAMENTO E FORMULAÇÃO DO PROBLEMA EM CONTEXTOS REGIONAIS) e 5 (IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO EM CONTEXTOS REGIONAIS), a avaliação toxicológica concentra-se no comportamento do contaminante dentro do organismo humano e nos mecanismos biológicos responsáveis pela gênese dos efeitos adversos. Dessa forma, é caracterizada por estabelecer a conexão entre os cenários de exposição previstos no MCE e a quantificação final do risco, articulando conhecimentos provenientes da toxicologia, da epidemiologia, da farmacocinética, da medicina e da saúde coletiva.

O ponto de partida da avaliação toxicológica é a distinção entre efeitos carcinogênicos e efeitos não carcinogênicos, pois cada um desses domínios está associado a mecanismos biológicos e modelos matemáticos distintos. Substâncias carcinogênicas são avaliadas a partir da premissa de que não existe limiar seguro de exposição, de modo que qualquer incremento de DE ou CE é capaz de produzir aumento proporcional do risco de câncer ao longo da vida. Por esse motivo, a análise carcinogênica utiliza modelos de dose-resposta do tipo linear sem limiar, expressos na forma de risco adicional (*Incremental Lifetime Cancer Risk* – ILCR). Já os efeitos não carcinogênicos baseiam-se no conceito de limiar, isto é, presume-se que exista uma dose abaixo da qual esses efeitos não se manifestam. Assim, os parâmetros toxicológicos empregados para não carcinógenos, como a Dose de Referência (RfD), a Concentração de Referência (RfC) e os Níveis Mínimos de Risco (MRL) derivam de estudos epidemiológicos ou experimentais que identificam a menor dose associada ao aparecimento de efeito adverso crítico.

Para que seja possível aplicar esses parâmetros na ARSH, é necessário construir um perfil toxicológico completo para cada SQI. Esse perfil inclui a caracterização de quatro dimensões fundamentais: (i) a fase de exposição; (ii) a toxicocinética; (iii) a toxicodinâmica; e (iv) a descrição clínica dos efeitos adversos.

A fase de exposição compreende os aspectos relativos ao momento em que o contaminante entra em contato com o organismo, levando em conta a concentração, a forma química, a frequência e a duração da exposição, além da via de ingresso (ingestão, inalação ou contato dérmico). Esses elementos estão diretamente associados aos

cenários estabelecidos no MCE e refletem o comportamento ambiental das substâncias nas FPC, nas FSC e nos compartimentos ambientais de interesse.

A toxicocinética, por sua vez, examina o destino da substância no organismo após o contato inicial. Ela abrange os processos de absorção, distribuição, biotransformação, bioacumulação e eliminação. Alguns contaminantes apresentam elevada afinidade por partes específicas do corpo, como o chumbo com os ossos, o mercúrio com as estruturas nervosas ou o arsênio com a pele e o fígado, aumentando a persistência e a amplitude de seus efeitos. A compreensão desses processos é particularmente relevante em contextos de exposição crônica, como os observados em eventos regionais de contaminação, em que populações inteiras permanecem expostas por meses ou anos a substâncias liberadas no solo, nos sedimentos e nas águas superficiais e subterrâneas.

A toxicodinâmica, que complementa a toxicocinética, descreve os mecanismos pelos quais a substância interage com o organismo para produzir efeitos adversos. Esses mecanismos podem envolver a formação de adutos[48], um dos eventos iniciais-chave (*key initiating events*) nos modelos de toxicidade molecular que podem ser gerados por substâncias como metais em determinadas valências, PAH, compostos nitrosos, epóxidos e alguns solventes transformados metabolicamente. A identificação do mecanismo de ação é essencial para determinar o efeito crítico da substância e, consequentemente, os parâmetros de toxicidade a serem utilizados na ARSH.

A dimensão clínica do perfil toxicológico sintetiza os sinais, sintomas e alterações fisiológicas e patológicas associados à exposição. Ela diferencia efeitos agudos, que se manifestam após exposições de curta duração, de efeitos subcrônicos e crônicos, que resultam de exposições repetidas ou contínuas ao longo do tempo. Em estudos de ARSH aplicados a eventos regionais de contaminação, efeitos crônicos assumem importância particular, uma vez que a remobilização contínua da MCP, da MCS, de sedimentos e de partículas finas contaminadas produz exposições prolongadas e variadas.

A etapa de avaliação da toxicidade, embora altamente técnica, tem implicações diretas para a quantificação do risco e para a tomada de decisões em saúde pública e meio ambiente. Ela define os parâmetros que serão utilizados no cálculo do *Hazard Quotient* (HQ) para efeitos não carcinogênicos e no Risco Carcinogênico Incremental (RC). Além disso, orienta a priorização de substâncias químicas de interesse e a seleção de vias de ingresso mais críticas. Em eventos regionais de contaminação a avaliação toxicológica é fundamental para compreender não apenas a toxicidade intrínseca das SQI, mas também seu nas FSC, na MCP, na MCS, e sua evolução temporal, marcada por processos de remobilização e transformação geoquímica.

Com relação aos efeitos adversos, vários aspectos precisam ser considerados, como o perfil toxicológico e os parâmetros toxicológicos, que são discutidos a seguir.

[48] Complexos químicos formados pela ligação covalente entre uma substância química (ou seu metabólito reativo) e moléculas biológicas fundamentais, especialmente DNA, proteínas e lipídios. Esse processo ocorre quando o organismo absorve um contaminante capaz de interagir diretamente com componentes celulares, resultando em alterações estruturais e funcionais que podem desencadear efeitos adversos à saúde.

7.1 Perfil toxicológico

A construção do perfil toxicológico baseia-se em fontes internacionais amplamente reconhecidas. As descrições desenvolvidas pela ATSDR constituem a principal referência, fornecendo sínteses abrangentes de toxicocinética, mecanismos de ação e efeitos clínicos. Complementarmente, o *Integrated Risk Information System* (IRIS), da USEPA, oferece parâmetros de referência amplamente validados, como Dose de Referência (*Reference Dose* – RfD), Concentração de Referência (*Reference Concentration* – RfC), Nível Mínimo de Risco (*Minimum Risk Level* – MRL), Fator de Carcinogenicidade (*Slope Factor* – SF) e Unidade de Risco (*Unit Risk* – UR). Outras bases, como o INCHEM/OMS e as descrições da International Agency for Research on Cancer (IARC), fornecem classificações de carcinogenicidade e evidências toxicológicas primárias. Em caso de lacunas nessas fontes, a literatura científica revisada por outras instituições e cientistas pode ser utilizada, desde que respeitada a hierarquia metodológica estabelecida pela USEPA e pelo Ministério da Saúde, bem como discutidas previamente com os órgãos reguladores de meio ambiente e de saúde pública.

Com base nos perfis toxicológicos, procede-se à identificação dos efeitos à saúde associados a cada SQI para as diferentes vias de ingresso. Para efeitos carcinogênicos, essa identificação envolve a análise de evidências epidemiológicas e experimentais que justificam o enquadramento da substância em categorias de carcinogenicidade, como as definidas pela IARC. Para efeitos não carcinogênicos, são identificados os órgãos-alvo e os efeitos críticos, que podem incluir alterações renais, hepáticas, hematológicas, neurocomportamentais ou reprodutivas, entre outras. Esses efeitos, em eventos regionais de contaminação, são avaliados à luz das condições reais de exposição observadas na região impactada, integrando dados ambientais, padrões de uso e vulnerabilidades populacionais.

A avaliação da toxicidade também deve considerar diferenças importantes entre grupos populacionais, uma vez que a suscetibilidade à exposição pode variar com a idade, o estado fisiológico, a condição nutricional, a presença de doenças crônicas e outros fatores sociais e ambientais. Crianças apresentam absorção gastrointestinal mais elevada, comportamento exploratório e maior ingestão incidental de solo e poeira, o que potencializa o efeito de neurotóxicos como chumbo e manganês. Gestantes têm maior vulnerabilidade a substâncias que atravessam a barreira placentária, enquanto idosos podem apresentar menor capacidade metabólica e menor eficiência renal para eliminação de contaminantes. Para povos e comunidades tradicionais, como indígenas, quilombolas e ribeirinhos, a exposição tende a ser mais intensa, pois seus modos de vida incluem práticas cotidianas associadas à região impactada, como pesca, coleta de plantas, uso recreativo e ritualístico da água, cultivo em terras potencialmente contaminadas e circulação constante por margens de rios e áreas de depósitos de sedimentos contaminados.

Essas diferenças de suscetibilidade populacional são enfatizadas nas diretrizes do Ministério da Saúde (2010), da ATSDR (2015) e da OMS (1999), que recomendam que a avaliação toxicológica seja interpretada considerando não apenas parâmetros médios populacionais, mas também grupos vulneráveis e cenários de exposição diferenciados.

7.2 Parâmetros toxicológicos

7.2.1 Efeitos não carcinogênicos

A avaliação dos efeitos não carcinogênicos segue um paradigma baseado no conceito de limiar toxicológico, que considera a existência de uma faixa de exposição abaixo da qual não se espera a ocorrência de efeitos adversos à saúde. Essa abordagem, reconhecida internacionalmente por agências como a USEPA, a ATSDR e a OMS, e adotada pelo marco regulatório brasileiro (CETESB, 2017; CONAMA, 2009; COPAM, 2010), fundamenta-se em décadas de pesquisas experimentais, toxicocinéticas e toxicodinâmicas, que demonstram que muitos compostos apresentam mecanismos de ação dependentes de dose de saturação, o que implica a existência de um limite seguro.

Do ponto de vista conceitual, um efeito não carcinogênico é definido como toda alteração fisiológica, bioquímica ou funcional induzida pela exposição a uma substância química que não envolve a indução de câncer. Tais efeitos podem abranger desde irritações dérmicas ou respiratórias agudas até alterações neurológicas, imunológicas, renais, hepáticas, endócrinas ou reprodutivas, que se manifestam em escalas temporais variadas. A intensidade, a reversibilidade e a severidade desses efeitos dependem não apenas da dose e da duração da exposição, mas também de fatores intrínsecos ao receptor, como idade, estado nutricional, suscetibilidade genética e presença de comorbidades (IARC, 2006; OMS, 1999).

7.2.1.1 NOAEL, LOAEL e o paradigma do limiar toxicológico

A caracterização do efeito não carcinogênico exige a identificação da dose limiar, isto é, o ponto a partir do qual surgem os primeiros sinais observáveis de toxicidade. Em toxicologia experimental, esse limiar é identificado pela determinação de dois valores clássicos:

- NOAEL (*No-Observed-Adverse-Effect Level*): a maior dose testada que não produz efeito adverso observável;
- LOAEL (*Lowest-Observed-Adverse-Effect Level*): a menor dose na qual um efeito adverso é identificado.

Esses parâmetros são derivados de estudos epidemiológicos, experimentos em animais, estudos clínicos de curta duração ou testes de toxicidade subcrônica e crônica. A literatura internacional enfatiza que, sempre que possível, o NOAEL deve ser preferido como ponto de partida (POD – *Point of Departure*), dada sua maior precisão e menor viés conservador. Contudo, quando apenas LOAEL está disponível, modelos matemáticos de extrapolação e fatores adicionais de incerteza são aplicados para compensar a ausência de um verdadeiro nível sem efeito.

A suposição fundamental que orienta a análise de efeitos não carcinogênicos é a de que existe um limiar biológico abaixo do qual processos metabólicos, mecanismos de reparo celular e homeostase fisiológica impedem a manifestação de danos.

7.2.1.2 Derivação da RfD e da RfC

Para assegurar a proteção de populações humanas, incluindo grupos sensíveis, como crianças, gestantes, idosos e indivíduos com doenças crônicas, a avaliação de risco não utiliza diretamente o NOAEL ou LOAEL. Em vez disso, são desenvolvidos parâmetros

ajustados por incertezas, que resultam em valores mais conservadores e protetivos. Dois desses parâmetros são utilizados amplamente em estudos de ARSH:

- RfD (*Reference Dose* – Dose de Referência)
    - Expressa em mg/kg de peso corporal/dia.
    - Representa uma estimativa de exposição diária contínua durante toda a vida, considerada segura e não associada a risco apreciável de efeitos adversos.
    - Aplicável a cenários de exposição que envolvem ingestão (água, solo, poeira, alimentos) ou contato dérmico.
- RfC (*Reference Concentration* – Dose de Referência)
    - Expressa em mg/m³.
    - Refere-se à concentração no ar que pode ser inalada continuamente sem risco apreciável de efeitos não carcinogênicos.
    - Aplicável à inalação de material particulado, poeiras, vapores e gases.

    A derivação da RfD ou RfC segue a fórmula geral apresentada a seguir:

$$\mathrm{RfD} = \frac{\mathrm{POD}}{\mathrm{UF} \times \mathrm{MF}}$$

em que:

POD é o ponto de partida (NOAEL, LOAEL ou BMD – *Benchmark Dose*);

UF representa o conjunto de fatores de incerteza;

MF é um fator modificador adicional, aplicado em circunstâncias especiais.

Os fatores de incerteza (UF) servem para cobrir lacunas de informação e variabilidade entre espécies e entre indivíduos. São multiplicativos e estão descritos a seguir:

- UF_inter (variabilidade interespecífica): para extrapolar de animais para humanos (tipicamente 10);
- UF_intra (variabilidade intraespecífica): para cobrir diferenças entre indivíduos humanos (tipicamente 10);
- UF_subchronic: quando dados subcrônicos são extrapolados para exposições crônicas;
- UF_LOAEL: aplicado quando o ponto de partida é um LOAEL e não um NOAEL;
- UF_database: quando o banco de dados apresenta lacunas (ex.: ausência de estudos reprodutivos).

O MF (*modifying factor*) usado para refletir julgamentos profissionais baseados em incertezas adicionais.

Assim, a RfD ou RfC resultantes incorporam uma margem de segurança que assegura que a exposição humana permaneça substancialmente abaixo do limiar toxicológico observado em estudos experimentais. Como enfatiza a USEPA (USEPA, 1989a, 2009b, 2009c), a aplicação desses fatores visa garantir que mesmo os indivíduos mais vulneráveis estejam protegidos.

7.2.1.3 Nível Mínimo de Risco (*Minimum Risk Level*)

A ATSDR utiliza outro parâmetro, o Nível Mínimo de Risco (MRL), definido como uma estimativa de exposição diária abaixo da qual não são esperados efeitos adversos não carcinogênicos, diferenciando-se das RfD e RfC por considerar:

- duração da exposição: aguda, intermediária e crônica;
- via de ingresso;
- suscetibilidades humanas.

O MRL também deriva de NOAEL ou LOAEL e incorpora fatores de incerteza similares, contudo, não representa risco zero, mas sim um risco minimizado, que orienta ações de saúde pública em cenários de contaminação ambiental, especialmente aqueles que ocorrem após eventos regionais de contaminação.

7.2.1.4 Interpretação dos valores de referência e implicações para a ARSH

É importante salientar que ultrapassar a RfD, a RfC ou o MRL não implica automaticamente ocorrência de efeitos adversos, mas sinaliza a necessidade de investigação adicional, avaliação detalhada da exposição e, quando necessário, adoção de medidas de mitigação e remediação ambiental, bem como ações de saúde pública voltadas para saúde ambiental. A relação dose-resposta para efeitos não carcinogênicos não permite quantificar probabilidades matemáticas, mas apenas indicar margens de segurança.

7.2.2 Efeitos carcinogênicos

A carcinogênese, de natureza multifatorial e dependente de processos celulares e moleculares específicos, implica transformações genéticas ou epigenéticas que afetam o crescimento, a proliferação e a diferenciação das células. Em termos toxicológicos, considera-se carcinogênico qualquer agente químico capaz de aumentar a incidência de tumores malignos ou benignos por meio de mecanismos genotóxicos (que interagem diretamente com o DNA) ou não genotóxicos (que atuam por vias proliferativas, endócrinas ou inflamatórias) (USEPA, 2005c).

Segundo o **Guideline for Carcinogen Risk Assessment** (2005c), a evidência de carcinogenicidade em seres humanos fundamenta-se, tradicionalmente, em duas linhas principais de investigação científica que, em conjunto, permitem caracterizar o potencial de um composto químico de induzir câncer.

A primeira delas consiste nos estudos epidemiológicos, especialmente aqueles realizados em ambientes ocupacionais, nos quais grupos de trabalhadores expostos a

determinadas substâncias químicas apresentam incidência aumentada de tumores quando comparados a populações não expostas. Esses estudos são particularmente valiosos porque descrevem efeitos reais em humanos, ainda que frequentemente sujeitos a limitações metodológicas, como incertezas na reconstrução histórica da exposição, coexposição a múltiplos agentes e dificuldade de controle de fatores de incerteza. Ainda assim, quando bem conduzidos, oferecem evidências robustas para inferir a carcinogenicidade em humanos (IARC, 2006; USEPA, 2005c).

A segunda fonte de evidência está relacionada a estudos crônicos em animais de laboratório, desenhados para investigar o desenvolvimento de tumores após exposições prolongadas, geralmente ao longo de grande parte da vida dos animais experimentais. Nesses estudos, as doses administradas tendem a ser significativamente mais altas que aquelas encontradas no meio ambiente, a fim de maximizar a possibilidade de detectar efeitos carcinogênicos dentro de um período experimental viável. Esses estudos seguem protocolos padronizados internacionalmente, como os estabelecidos pelo US National Toxicology Program, garantindo reprodutibilidade e comparabilidade entre diferentes substâncias e laboratórios (IARC, 2006; USEPA, 2005c).

Embora existam diferenças fisiológicas entre espécies que dificultem a extrapolação direta dos resultados para humanos, os estudos em animais continuam sendo uma das bases centrais da avaliação de risco carcinogênico. Isso ocorre porque, apesar das diferenças interespecíficas, muitos mecanismos moleculares envolvidos na carcinogênese – como danos ao DNA, estresse oxidativo, proliferação celular sustentada e alterações epigenéticas – são conservados evolutivamente. Assim, quando os experimentos demonstram aumento consistente na ocorrência de tumores em múltiplas espécies, linhagens ou órgãos, sob condições experimentais adequadas, a evidência é considerada suficientemente forte para inferir que a substância possui potencial carcinogênico também para humanos (IARC, 2006; OMS, 1999; USEPA, 2005c).

Dessa forma, a integração entre evidências epidemiológicas e experimentais constitui o núcleo da avaliação toxicológica da carcinogenicidade, permitindo que órgãos reguladores estabeleçam classificações de risco e parâmetros para avaliação quantitativa em estudos de ARSH.

7.2.2.1 Modelagem dose-resposta e cálculo dos parâmetros carcinogênicos

O desafio fundamental para a avaliação de toxicidade carcinogênica é que os estudos experimentais utilizam doses altas, enquanto a exposição humana à contaminação ambiental ocorre em baixas doses, difíceis de investigar diretamente. Assim, recorre-se a modelos matemáticos robustos para extrapolação.

A abordagem tradicional, ainda adotada para a maioria das substâncias disponíveis na base IRIS, utiliza o modelo multiescalar linearizado para estimar o risco a baixas doses (USEPA, 2005c). Nele, a inclinação da curva dose-resposta define:

- *Slope Factor Oral* (SFO): fator de carcinogenicidade oral $(mg/kg.dia)^{-1}$;
- *Inhalation Unit Risk* (IUR): unidade de risco por inalação $(\mu g/m^3)^{-1}$.

Esses parâmetros permitem calcular o Risco Câncer Incremental (RC) ao longo da vida para cada unidade adicional de exposição. Por convenção estatística, o valor utilizado corresponde ao **limite superior de confiança de 95% (UCL95)** da curva

modelada, resultando em estimativas conservadoras. Em outras palavras, há apenas 5% de probabilidade de que o risco real seja maior do que o estimado. Entretanto, há elevada probabilidade de que seja menor, inclusive podendo ser próximo de zero para algumas substâncias.

A USEPA (2009b), por meio do **RAGS F**, detalha procedimentos específicos para derivação dos valores de IUR e para avaliação inalatória, enquanto o IRIS disponibiliza revisões sistemáticas contendo os valores aplicáveis e seus fundamentos técnicos.

7.2.2.2 Modo de ação (MOA), evidenciação científica e abordagens não lineares

A atualização da diretriz de avaliação de risco carcinogênico publicada pela USEPA (2005c) representou uma mudança paradigmática na forma como a carcinogenicidade é analisada, exigindo que a caracterização do risco seja fundamentada na elucidação explícita do Modo de Ação (*Mode of Action* – MOA) do agente químico (no caso de ARSH a SQI). O MOA corresponde à descrição organizada da sequência de eventos biológicos no organismo que se inicia com a exposição a uma substância e culmina no surgimento de um efeito adverso à saúde. Essa abordagem baseia-se no entendimento de que processos carcinogênicos não são uniformes entre substâncias, tampouco entre espécies, e que a interpretação adequada da relação dose-resposta depende da compreensão das etapas biológicas específicas que levam ao desenvolvimento tumoral.

Outro conceito importante é o mecanismo de ação, que é a descrição das interações biológicas específicas, em nível molecular ou bioquímico, por meio das quais uma substância exerce seus efeitos no organismo. O MOA diferencia-se de mecanismo de ação por operar em um nível de descrição causal suficiente para fins de ARSH, sem necessariamente exigir a elucidação molecular completa de todas as interações envolvidas. Essa característica permite sua aplicação prática mesmo diante de incertezas sobre evidências toxicológicas[49] residuais, desde que amparado por um balanço do peso de evidências (WOE) tecnicamente robusto (MEEK; ET AL, 2014; SUTER; CORMIER; BARRON, 2017; USEPA, 1992a).

Nesse contexto, o **Guideline for Carcinogen Risk Assessment** (USEPA, 2005c) passou a exigir que a avaliação toxicológica inclua:

- A determinação das etapas-chave do processo de carcinogênese, identificando eventos iniciais e subsequentes que conectam a exposição ao resultado adverso. Essa estrutura analítica deriva do arcabouço do Human Relevance Framework, desenvolvido pela Life Sciences Institute (ILSI) e incorporado posteriormente em documentos da OMS/IPCS (IPCS; OMS, 2004), segundo os quais um MOA só pode ser aceito quando sustentado por evidências

[49] conjunto de informações e evidências científicas que descrevem como um agente químico ou físico produz um efeito biológico, isto é, quais processos, vias e interações causais ligam a exposição ao desfecho observado no organismo. Em termos técnico-científicos, evidências toxicológicas explicam os mecanismos de ação (Mode of Action – MOA) ou vias de ingresso para efeitos adversos (*Adverse Outcome Pathways* – AOP)

consistentes que demonstrem causalidade, plausibilidade biológica e coerência com padrões conhecidos de carcinogênese.

- A distinção entre mecanismos genotóxicos e não genotóxicos:
    - Os carcinógenos genotóxicos diretos, capazes de interagir com o DNA e induzir mutações, são tratados como agentes sem limiar, isto é, presume-se que qualquer dose, por menor que seja, apresenta risco mensurável (OMS, 1999; USEPA, 2005c).
    - Já os carcinógenos não genotóxicos, cujo modo de ação envolve processos como proliferação celular compensatória, inflamação crônica, alterações hormonais ou citotoxicidade sustentada, podem ser avaliados com base em modelos não lineares, desde que o peso da evidência demonstre a existência de um limiar biológico abaixo do qual não ocorre progressão tumoral (OMS, 1999; USEPA, 2005c).
- A avaliação da relevância interespécies, considerando que muitos tumores observados em roedores decorrem de mecanismos que não são operantes em humanos, como indução de tumores renais por acúmulo de α2u-globulina em machos de rato ou tumores de tireoide decorrentes de mecanismos hormonais específicos. A OMS (1999) e a IARC (2006) estabelecem que apenas modos de ação plausíveis em humanos devem orientar a extrapolação do risco.
- A integração de dados farmacocinéticos e farmacodinâmicos, especialmente no que se refere à equivalência interna de dose utilizando modelos *Physiologically Based Pharmacokinetic Models* (PBPK) ou modelos farmacocinéticos fisiologicamente baseados. A diretriz de 2005 (USEPA, 2005c) enfatiza que a extrapolação entre espécies deve considerar diferenças metabólicas e de suscetibilidade, substituindo o antigo método baseado apenas em área de superfície corporal por relações alométricas[50] de massa corpórea, consideradas mais biologicamente relevantes.

Com essa reorientação metodológica, carcinógenos cuja ação ocorre por mecanismos não genotóxicos, como citotoxicidade sustentada, interferência endócrina, inflamação persistente ou inibição de reparo de DNA, passaram a ser elegíveis para modelagem não linear, desde que evidências robustas demonstrem a existência de um limiar. Esse avanço aproxima a avaliação regulatória das bases conceituais da toxicologia moderna e reduz o risco de superestimativas sistemáticas decorrentes de modelos linearizados aplicados indiscriminadamente.

Entretanto, apesar do avanço conceitual e metodológico, poucos compostos foram formalmente reavaliados sob a nova diretriz definida pelo **Guideline for Carcinogen Risk Assessment** (USEPA, 2005c). Isso ocorre porque a derivação de um MOA completo requer grande volume de dados experimentais de alta qualidade, muitas vezes inexistentes ou dispersos na literatura. Como consequência, a maioria dos valores

[50] A alometria é o estudo da relação entre o tamanho e a forma do corpo, ou entre diferentes partes do corpo de um organismo.

atualmente utilizados em ARSH, como o SF e a UR, permanecem baseados nos métodos anteriores à revisão feita pela USEPA em 2005, notadamente aqueles fundamentados em modelos linearizados conservadores apresentados na diretriz de 1989 (USEPA, 1989a).

Essa defasagem metodológica implica que, na prática, os parâmetros de toxicidade utilizados em ARSH continuam sendo altamente conservadores, frequentemente representando limites superiores da distribuição de risco (UCL95%) e protegendo sobretudo indivíduos altamente vulneráveis. Embora esse conservadorismo seja desejável em cenários de incerteza e de proteção à saúde pública, ele também evidencia a necessidade de atualização contínua dos parâmetros toxicológicos à luz do conhecimento contemporâneo.

7.2.2.2.1 Aplicação do MOA para ARSH em eventos regionais

A incorporação do conceito MOA em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação que possuem exposição multivariável de alta complexidade é fundamental para o adequado endereçamento tanto do risco calculado quanto do risco adicional. Isso ocorre porque a adoção do MOA desloca o enfoque estritamente matemático e extrapolativo, tradicionalmente baseado em ajustes estatísticos, para uma interpretação biologicamente informada das curvas dose-resposta, da relevância interespécies e dos processos farmacocinéticos e farmacodinâmicos.

Essa abordagem evidência que nem todo efeito carcinogênico observado em modelos experimentais animais (cobaias de experimentos laboratoriais) é automaticamente extrapolável para humanos, especialmente quando os eventos-chave envolvidos no modo de ação não são conservados entre espécies. Além disso, substâncias cuja carcinogenicidade é mediada por citotoxicidade sustentada, inflamação crônica ou disrupção endócrina podem apresentar comportamento dose-resposta não linear, com a presença de um limiar biológico demonstrável, desde que o conjunto de dados disponível suporte tal interpretação (BOOBIS; ET AL, 2006; MEEK; ET AL, 2014; USEPA, 2005c, 2007a, 2009b, 2016).

Em eventos regionais de contaminação, o MOA é utilizado não apenas para classificar o perigo, mas para:

- distinguir se a carcinogenicidade é iniciada por genotoxicidade direta ou indireta, o que influencia a existência ou não de limiar biológico;
- definir qual via de ingresso tem plausibilidade causal predominante para progressão da lesão por órgão-alvo, evitando agregação fragmentada de mensagens de risco;

- informar se os fatores de referência de saúde (SF/UR) são apropriados ao banco de dados disponível ou se admitem reavaliação com base em *threshold*[51], quando demonstrado;
- comunicar claramente a força relativa do conjunto causal do risco como condicionante da decisão, reduzindo ambiguidade metodológica e social (ATSDR, 2005, 2015; BOOBIS; ET AL, 2006; MEEK; ET AL, 2014; NRC, 1989; OMS, 2017; SUTER; CORMIER; BARRON, 2017; USEPA, 2005c, 2007a, 2009b, 2016).

Em ARSH para contextos regionais, o MOA cumpre papel crítico em três dimensões complementares (BOOBIS; ET AL, 2006; MEEK; ET AL, 2014; USEPA, 2005c, 2007a, 2009b, 2016):

- Sustentar a escolha do modelo dose-resposta mais apropriado para derivação do Fator de Carcinogenicidade (SF) ou Unidade de Risco (UR), considerando a coerência causal dos eventos tóxicos observados em escala regional, sua plausibilidade biológica e a relevância interespecífica relacionada a diferentes cenários de exposição humana, evitando superconservadorismo injustificado.
- Apoiar a interpretação do risco calculado e risco adicional por meio do encadeamento lógico de eventos tóxicos por órgão-alvo ou sistema fisiológico, reconhecendo que o tecido onde ocorre a lesão tóxica pode diferir do tecido onde ocorre maior acúmulo sistêmico do composto, sendo essa distinção essencial para a comunicação de risco em escala regional, priorização de caminhos críticos de ação ambiental e decisões em saúde pública para as diferentes comunidades impactadas.
- Orientar ajustes farmacocinéticos e interespécies, especialmente em substâncias com dados PBPK, alometria $BW^{3/4}$[52] ou informações sobre absorção efetiva realista, reduzindo artificialismos de área superficial corporal, ajustando doses de exposição e qualificando incertezas da ARSH.

7.2.2.3 Classificações internacionais de carcinogenicidade

A classificação internacional de substâncias carcinogênicas desempenha papel central em estudos de ARSH, uma vez que orienta a seleção de parâmetros toxicológicos, o julgamento do peso da evidência e a definição de critérios regulatórios para estimativa

[51] Reavaliação com base em *threshold* é o processo de reexaminar uma avaliação de risco à luz de evidências de que existe um limiar de dose (*threshold*) abaixo do qual não ocorre efeito adverso biologicamente relevante.

[52] $BW^{3}/^{4}$ representa o ajuste alométrico (escalonamento biológico entre espécies) usado em toxicologia e avaliação de risco para converter doses experimentais em animais para uma dose humana equivalente (*Human Equivalent Dose* – HED) com base no peso corporal (BW – *Body Weight*). Baseado na ideia de que processos fisiológicos fundamentais, especialmente taxa metabólica basal, fluxo sanguíneo e *clearance* sistêmico (depuração), não aumentam linearmente com o peso do organismo, mas seguem uma relação exponencial aproximada ao expoente 0,75 (¾) (WEST; BROWN; ENQUIST, 1997, 2000). Isso significa que, ao comparar organismos de tamanhos diferentes (ex.: camundongo *versus* humano), o metabolismo escala proporcionalmente ao peso elevado a ¾, e não ao peso total (BW^{1}) nem à área superficial corporal isoladamente.

de risco. Diferentes organismos internacionais produzem sistemas de classificação próprios, baseados em metodologias de avaliação da evidência epidemiológica e experimental, bem como explicação causal dos processos biológicos, físico-químicos e moleculares. Embora possuam nuances distintas, esses sistemas convergem na necessidade de identificar, com transparência e rigor científico, o grau de certeza de que determinada substância química possa induzir câncer em seres humanos (USEPA, 2005c).

A IARC desenvolveu aquele que é considerado o sistema de classificação mais influente globalmente. Os textos da IARC avaliam criticamente estudos epidemiológicos, experimentos animais e dados sobre processos biológicos, físico-químicos e moleculares, culminando em categorias de risco que refletem o peso da evidência disponível: (i) Grupo 1: carcinogênico para humanos; (ii) Grupo 2ª: provavelmente carcinogênico; (iii) Grupo 2B: possivelmente carcinogênico; Grupo 3: não classificável; e (iv) Grupo 4: provavelmente não carcinogênico (IARC, 2006). A força desse sistema reside na metodologia amplamente reconhecida de revisão crítica e consenso por especialistas internacionais, sendo frequentemente utilizada como referência primária em avaliações de risco no mundo todo.

A USEPA apresenta uma taxonomia própria, estabelecida inicialmente na década de 1980 e revisada pelo **Guideline for Carcinogen Risk Assessment** (USEPA, 2005c) para incorporar avanços no entendimento das evidências toxicológicas da carcinogênese. Na classificação atual, substâncias podem ser enquadradas como: (i) carcinogênico para humanos; (ii) provavelmente carcinogênico para humanos; (iii) sugestivo de evidência de carcinogenicidade; (iv) informações inadequadas para acessar carcinogenicidade; ou (v) não provável que seja carcinogênico para humanos (USEPA, 2005c). Essa categorização integra análises do MOA, permitindo distinguir carcinógenos de mecanismo genotóxico (sem limiar) daqueles de mecanismos não genotóxicos (com limiar), o que possui implicações diretas nas abordagens quantitativas utilizadas no cálculo de risco (USEPA, 2005c).

O IPCS/OMS e o sistema INCHEM/OMS adotam uma abordagem distinta, priorizando a avaliação integrada de perigo e exposição, com foco na harmonização internacional dos conceitos e terminologias de avaliação de risco (IPCS; OMS, 2004). Esses organismos reúnem revisões toxicológicas, perfis de exposição e sínteses evidências toxicológicas, fornecendo subsídios fundamentais para a seleção de valores de referência (RfD, RfC) e parâmetros de toxicidade em ARSH. Embora não produzam categorias de classificação tão estratificadas quanto a IARC ou a USEPA, suas avaliações são amplamente utilizadas como fontes primárias para definição de critérios de toxicidade.

A ATSDR, por sua vez, não realiza classificação formal de carcinogenicidade, mas desenvolve perfis toxicológicos que sintetizam, de maneira estruturada, o conjunto de evidências sobre efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos, modos de ação, vias de ingresso críticas e MRL. Esses perfis cumprem papel estratégico em ARSH, sobretudo em contextos comunitários e em emergências ambientais associadas a eventos regionais de contaminação, pois traduzem evidências complexas em valores utilizados para quantificação do risco à saúde humana.

7.2.2.4 Extrapolação interespecífica e fatores farmacocinéticos

A extrapolação interespecífica constitui uma das etapas mais críticas e metodologicamente sensíveis da avaliação de risco carcinogênico, especialmente quando os valores de toxicidade derivam predominantemente de estudos crônicos conduzidos em animais de laboratório. Tradicionalmente, a avaliação de risco utilizou escalas simplificadas baseadas em área superficial corporal para extrapolar doses entre espécies, partindo do pressuposto de que processos metabólicos se correlacionam mais com a superfície epitelial que com a massa corpórea total. Contudo, avanços expressivos na compreensão da fisiologia comparada, da toxicocinética e da bioenergética justificaram uma mudança conceitual importante nas diretrizes contemporâneas (USEPA, 2005c).

O **Guideline for Carcinogen Risk Assessment** (USEPA, 2005c) estabelece que a extrapolação deve ser baseada em ajustes alométricos vinculados ao peso corpóreo ($BW^{3}/^{4}$), fundamentados no princípio de que a taxa metabólica basal, a perfusão tecidual e a capacidade de biotransformação dos organismos apresentam relação de potência fracionária com a massa corpórea. Essa abordagem evita os artificialismos matemáticos que derivam do uso exclusivo de área superficial e aproxima a modelagem das relações fisiológicas reais encontradas entre espécies, especialmente em processos metabólicos envolvidos na carcinogênese química. Estudos no âmbito do International Programme on Chemical Safety (IPCS; OMS, 2004; OMS, 1999) reforçam que ajustes baseados em bioenergética interespécies são mais coerentes com os mecanismos de absorção sistêmica, ativação metabólica e detoxificação.

A adoção do ajuste $BW^{3}/^{4}$ tem implicações diretas na estimativa de risco, pois está associada a valores mais realistas e menos conservadores de SF e UR, reduzindo erros sistemáticos decorrentes de extrapolações desproporcionalmente severas. Esse ajuste também é coerente com evidências de que diferenças metabólicas entre espécies dependem menos da superfície corpórea e mais de relações não lineares vinculadas à massa, fluxo sanguíneo e capacidade de biotransformação enzimática (IARC, 2006; USEPA, 2005c).

Contudo, mesmo a alometria não elimina completamente as incertezas de extrapolação. Por esse motivo, quando há disponibilidade de dados suficientes, as diretrizes internacionais priorizam o uso de Modelos Farmacocinéticos Fisiologicamente Baseados (PBPK). Esses modelos consideram múltiplos compartimentos teciduais e utilizam parâmetros fisiológicos específicos da espécie, como perfusão, coeficientes de partição, taxas metabólicas e vias de eliminação, permitindo simular, de forma dinâmica, a absorção (A), a distribuição (D), a biotransformação (M) e a eliminação (E) do carcinógeno. A USEPA (USEPA, 2005c) e o (OMS, 1999; UNEP; ILO; OMS, 1994) indicam que os modelos PBPK fornecem representação eficaz de evidências toxicológicas sobre o destino do contaminante no organismo, reduzindo incertezas associadas à extrapolação de altas para baixas doses e aumentando a relevância biológica das estimativas de risco.

O uso de modelos PBPK é particularmente relevante quando:

- há metabolismo saturável ou formação de metabólitos reativos responsáveis pela carcinogênese;

- existem diferenças marcantes entre espécies quanto à atividade de enzimas como CYP450;
- o MOA envolve etapas dependentes da cinética, como formação de adutos, geração de espécies reativas de oxigênio ou reparo de DNA;
- há variabilidade humana significativa, permitindo modelagem de grupos vulneráveis (crianças, idosos, populações expostas cronicamente).

Assim, a extrapolação interespecífica na avaliação de risco carcinogênico deixou de ser um processo puramente numérico e passou a exigir fundamentação fisiológica, evidência toxicológica e cinética, alinhada às recomendações internacionais. A utilização combinada de ajustes alométricos e de modelos PBPK representa o estado da arte na avaliação toxicológica contemporânea, fornecendo maior precisão, transparência técnica e consistência científica aos estudos ARSH, que devem ser considerados no âmbito de eventos regionais de contaminação.

7.3 Efeitos cumulativos, aditivos, sinérgicos, antagônicos e potencialização

A ARSH em contextos de exposição ambiental complexa exige que os efeitos decorrentes da presença simultânea de múltiplas substâncias químicas e múltiplos cenários de exposição sejam analisados para além do risco individual, incorporando explicitamente os conceitos de efeitos cumulativos, aditivos, sinérgicos, de potencialização e antagônicos.

No âmbito da USEPA, o risco cumulativo é definido como a estimativa integrada do risco associado à exposição simultânea ou sequencial a múltiplas substâncias químicas, por uma ou mais vias de ingresso, considerando diferentes compartimentos ambientais e períodos. No caso dos efeitos carcinogênicos, a abordagem é essencialmente aditiva e probabilística, uma vez que os modelos de carcinogênese adotados pela USEPA assumem ausência de limiar. Assim, o risco carcinogênico cumulativo é obtido pela somatória direta dos riscos individuais de cada substância química de interesse (SQI), posteriormente por caminho de exposição e, finalmente, por compartimento ambiental de interesse de uma UE. Essa estratégia, descrita no **RAGS Part A** (USEPA, 1989a), garante consistência matemática entre a dose de exposição, o Fator de Carcinogenicidade e a interpretação regulatória do Risco Carcinogênico Incremental (CR).

Para efeitos não carcinogênicos, a avaliação cumulativa incorpora maior complexidade conceitual. Diferentemente dos efeitos carcinogênicos, os efeitos não carcinogênicos são, em geral, dependentes de limiar, e a simples soma de índices de risco só é cientificamente justificável quando as substâncias compartilham o mesmo órgão-alvo ou sistema fisiológico e apresentam mecanismos ou modos de ação semelhantes (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 1989a). Nesse contexto, a USEPA e a ATSDR recomendam que o risco cumulativo não carcinogênico seja avaliado por meio do Índice de Perigo (HI), calculado como a soma dos Quocientes de Perigo (HQ) das substâncias que afetam o mesmo órgão ou sistema. Essa abordagem evita a superestimação do risco e está alinhada ao princípio da coerência biológica defendido pela OMS (1999).

Os efeitos aditivos representam a forma mais conservadora e frequentemente adotada de interação entre substâncias químicas. Um efeito aditivo ocorre quando a

resposta tóxica conjunta de duas ou mais substâncias é aproximadamente igual à soma das respostas individuais observadas sob condições equivalentes de exposição. Essa suposição é considerada apropriada quando as substâncias apresentam mecanismos de ação similares ou convergem para o mesmo desfecho toxicológico (USEPA, 1986, 2000a).

Os efeitos sinérgicos são caracterizados quando a resposta tóxica combinada excede a soma dos efeitos individuais, indicando uma interação positiva entre as substâncias envolvidas (USEPA, 1986, 2000a). Do ponto de vista regulatório, tanto a USEPA quanto a ATSDR entendem que a demonstração de sinergismo exige evidências toxicológicas robustas, normalmente derivadas de estudos experimentais ou epidemiológicos específicos. Em avaliações de risco à saúde humana, a sinergia é tratada como uma condição especial, discutida qualitativamente no âmbito da análise toxicológica avançada (item 8.2), e não como pressuposto automático nos cálculos quantitativos (ATSDR, 2005, 2015; USEPA, 1989a).

A potencialização constitui um caso particular de interação, no qual uma substância que, isoladamente, não produziria efeito adverso mensurável, aumenta significativamente a toxicidade de outra substância ativa. Esse tipo de interação é especialmente relevante em exposições crônicas a misturas complexas, como metais associados a solventes orgânicos ou compostos que afetam sistemas metabólicos ou de detoxificação. A USEPA (2000a) e da ATSDR (ATSDR, 2005, 2015) recomendam que a potencialização seja considerada na interpretação do risco adicional (item 8.3), sobretudo em populações vulneráveis, ainda que sua incorporação quantitativa seja limitada pela escassez de dados específicos.

Por outro lado, os efeitos antagônicos ocorrem quando a presença de uma substância reduz ou inibe o efeito tóxico de outra, resultando em uma resposta combinada inferior à soma dos efeitos individuais. Embora biologicamente plausíveis, os efeitos antagônicos são tratados com cautela pelas agências internacionais, pois sua utilização direta em avaliações de risco pode conduzir à subestimação de perigos à saúde pública. Assim, a USEPA (2000a), a ATSDR (2005, 2015) e a OMS (1999) recomendam que o antagonismo seja discutido de forma qualitativa, como elemento de incerteza ou de refinamento interpretativo, mas raramente utilizado para reduzir valores de risco calculados.

No contexto de ARSH, a integração desses conceitos resulta no cálculo do Risco Total Teórico da Área (RTTA), obtido a partir da agregação dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos por compartimento ambiental, caminho de exposição e UE. Essa abordagem indica que populações podem estar expostas a múltiplos contaminantes por anos ou décadas, conforme enfatizado pelo Ministério da Saúde (2010), e que os efeitos adversos podem emergir com maior frequência em comunidades sujeitas a exposições cumulativas, configurando um risco adicional de adoecimento.

08 Caracterização do risco em contexto regionais

A caracterização do risco constitui a etapa integradora e conclusiva da ARSH, na qual os resultados da avaliação da exposição (capítulo 6) e da avaliação da toxicidade (capítulo 7) são combinados de forma sistemática para estimar a magnitude, a natureza, a probabilidade e a relevância dos efeitos adversos potenciais à saúde humana. De acordo com **RAGS A** (USEPA, 1989a), essa etapa representa o ponto de convergência entre dados ambientais, parâmetros toxicológicos e premissas exposicionais, traduzindo informações técnicas complexas em métricas que subsidiam a tomada de decisão de gestão ambiental.

A OMS (1999), define a caracterização do risco como um processo de síntese quantitativa e qualitativa que integra informações sobre perigo, exposição e relação dose-resposta, enfatizando que os resultados devem ser apresentados de forma transparente, contextualizada e acompanhados de discussão explícita das incertezas. Para a OMS, a caracterização do risco não se restringe à produção de índices numéricos, mas constitui um julgamento científico estruturado, capaz de orientar políticas públicas e ações preventivas em saúde.

Essa concepção é aprofundada pela ATSDR no **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005, 2015), que amplia o escopo da caracterização do risco ao incorporar explicitamente uma perspectiva de saúde pública. Para a ATSDR, a caracterização do risco não deve se limitar à estimativa do risco teórico, mas sim responder à pergunta central: as condições de exposição estimadas são suficientes, em termos de frequência, duração e magnitude, para causar efeitos adversos observáveis à saúde em populações reais?

No arcabouço da ATSDR, a caracterização do risco envolve a integração entre dados ambientais, estimativas de exposição, valores de comparação em saúde (*health-based comparison values*) e, quando disponíveis, informações epidemiológicas e clínicas. Diferentemente da USEPA, que enfatiza métricas probabilísticas e índices quantitativos, a ATSDR adota uma abordagem semiquantitativa e interpretativa, classificando situações de exposição em categorias de preocupação em saúde pública, tais como: exposição sem risco aparente, exposição com potencial de preocupação, exposição indeterminada ou exposição com risco significativo à saúde (ATSDR, 2005, 2015).

Nesse contexto, considerando eventos regionais de contaminação, a caracterização do risco tem como objetivo estimar o risco incremental associado a cada cenário de exposição completo ou potencial previsto no MCE, considerando substâncias químicas de interesse, vias de ingresso, pontos de exposição, receptores humanos e

aspectos sociais específicos ligados a vulnerabilidade, práticas culturais e tradicionais, usos do solo e risco adicional associado às condições de vida das comunidades impactadas. Os resultados devem ser apresentados com clareza quanto aos pressupostos adotados, ao grau de conservadorismo e às principais fontes de incerteza. Adicionalmente, no caso de ARSH para saúde pública, a interpretação dos resultados deve considerar evidências empíricas de efeitos à saúde, relatos comunitários, dados de biomonitoramento e informações sobre vulnerabilidade social, quando disponíveis.

Para efeitos não carcinogênicos, a USEPA (1989) expressa o risco por meio do Quociente de Perigo (*Hazard Quotient* – HQ) e do Índice de Perigo (Hazard Index – HI), assumindo aditividade como hipótese conservadora. A OMS (1999) reconhece essa abordagem como adequada para fins regulatórios, enquanto a ATSDR (2005, 2015) ressalta que HQ ou HI superiores a 1 não devem ser interpretados automaticamente como danos à saúde, mas como indicadores de potencial de preocupação, que exigem análise contextual adicional. Segundo a ATSDR, valores de exposição acima de parâmetros de referência indicam a necessidade de avaliação mais aprofundada, e não a confirmação de efeitos adversos.

Para substâncias carcinogênicas, a caracterização do risco segue a estimativa do risco incremental ao longo da vida, conforme preconizado pela USEPA (1989). A OMS (1999) reconhece a utilidade dessa abordagem para decisões de gestão, mas ressalta a importância do peso da evidência científica e da plausibilidade biológica. A ATSDR (2005, 2015), por sua vez, enfatiza que, mesmo em avaliações carcinogênicas, os resultados devem ser comunicados em termos de significado para a saúde pública, evitando interpretações alarmistas e contextualizando o risco adicional em relação a outros fatores de risco coexistentes na população.

A análise de incertezas ocupa papel central nas três abordagens institucionais. A USEPA estrutura essa análise em termos de incertezas de dados, modelo e cenário, enquanto a OMS reforça a necessidade de explicitar limitações científicas e suposições. Já a ATSDR destaca que incertezas não eliminam a necessidade de ação em saúde pública, especialmente quando populações vulneráveis estão envolvidas. Assim, a caracterização do risco deve apresentar claramente como as incertezas podem influenciar a magnitude do risco estimado e quais margens de segurança foram incorporadas ao processo.

No âmbito de eventos regionais de contaminação, a caracterização do risco deve ser realizada por cenário de exposição, por Unidade de Exposição (UE) e por Unidade Ambiental (UA), permitindo identificar áreas e grupos populacionais prioritários para intervenção. Conforme convergem USEPA (1989), OMS (1999) e ATSDR (2005, 2015), a caracterização do risco não substitui estudos epidemiológicos ou clínicos, mas fornece a base científica estruturante para o gerenciamento do risco, o monitoramento contínuo e a definição de estratégias de proteção à saúde humana. Essas estratégias tornam-se indispensáveis para a avaliação continuada dos efeitos adversos à saúde humana no contexto de impactos ambientais regionais.

A incorporação dos conceitos da ATSDR às abordagens da USEPA e da OMS para eventos regionais de contaminação fortalece a caracterização do risco como um processo integrado, interpretativo e orientado à saúde pública e ao meio ambiente, que transcende a mera quantificação numérica e articula evidências científicas, julgamento

técnico, análise de incertezas e comunicação responsável, assegurando que os resultados da ARSH sejam cientificamente robustos, socialmente relevantes e eticamente fundamentados.

8.1 Quantificação do risco

A quantificação do risco procura integrar, a partir da aplicação de formulas algébricas, os resultados quantificados na avaliação da exposição (capítulo 6) e os resultados obtidos pela avaliação da toxicidade (capítulo 7), sendo responsável por transformar estimativas de doses ou concentrações de exposição em métricas quantitativas de risco à saúde humana. Conforme estabelecido no item 8.2 (Quantifying Risks) do **RAGS A** (USEPA, 1989a), essa etapa tem por finalidade estimar, de forma sistemática e transparente, a magnitude dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos associados à exposição humana às SQI, considerando cenários específicos de exposição, vias de ingresso, compartimentos ambientais e características dos receptores humanos.

8.1.1 Risco carcinogênico

A quantificação do Risco Carcinogênico Incremental (CR) é realizada a partir da premissa de ausência de limiar seguro de exposição, adotando-se uma relação dose-resposta linear para baixas doses. As doses de exposição (DE) ou concentrações de exposição (CE), previamente estimadas na etapa de avaliação da exposição, são multiplicadas pelos respectivos Fatores de Carcinogenicidade (SF), derivados na etapa de avaliação da toxicidade. Esses fatores representam a inclinação da curva dose-resposta e expressam o incremento de risco de câncer ao longo da vida por unidade de dose ou concentração. Na ausência de fatores de carcinogenicidade específicos para determinada via de ingresso, podem ser utilizados valores de unidades de risco (UR) disponibilizados no *Integrated Risk Information System* (IRIS) mantido pela USEPA (https://www.epa.gov/iris), convertendo-se adequadamente essas unidades em fatores compatíveis com as equações de risco.

Para fins de gerenciamento e tomada de decisão, os valores de risco carcinogênico individual são comparados ao nível de risco aceitável (RA_{CN}) adotado no contexto normativo brasileiro, correspondente a 10^{-5}, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 420/2009. Valores superiores a esse critério indicam risco potencialmente inaceitável e demandam análises toxicológicas mais aprofundadas, ações de saúde pública para acompanhamento de saúde ambiental, bem como a proposição de medidas de intervenção (controle institucional, medidas de engenharia e medidas de remediação).

8.1.1.1 Individual

O CR individual associado a uma determinada SQI e a um cenário de exposição específico, conforme apresentado no Quadro 24, é expresso como a probabilidade incremental de ocorrência de câncer ao longo da vida, resultante daquela exposição. Essa estimativa reflete a contribuição isolada de cada substância e via de ingresso, permitindo identificar os principais fatores determinantes do risco.

Quadro 24: Risco carcinogênico individual

$R_{CN.in} = DE_n \times SF_i$ ou $R_{CN.in} = CE_n \times SF_i$	
$R_{CN.in}$	Risco carcinogênico para a i-ésima SQI (-) presente no n-ésimo cenário de exposição
DE_n	Dose de exposição calculada para o n-ésimo cenário de exposição no qual ocorre a i-ésima SQI (mg/kg.dia)
CE_n	Concentração de exposição calculada para o n-ésimo cenário de exposição no qual ocorre a i-ésima SQI (mg/m^3 ou $\mu g/m^3$)
SF_i	Fator de carcinogenicidade para a i-ésima SQI (-) considerando a via de ingresso presente no n-ésimo cenário de exposição $(mg/kg{\cdot}dia)^{-1}$ para ingestão oral, contato dérmico e inalação (quando convertido em dose), $(\mu g/m^3)^{-1}$ quando expressa em IUR para Inalação (quando baseado em concentração).

Fonte: (USEPA, 1989a)

8.1.1.2 Cumulativo

Além da análise individual, a abordagem preconizada pelo **RAGS A** (USEPA, 1989a) enfatiza a importância da avaliação do risco carcinogênico cumulativo, reconhecendo que populações reais estão expostas simultaneamente a múltiplas substâncias químicas em um mesmo cenário de exposição. Assim, o risco carcinogênico cumulativo por cenário, conforme apresentado no Quadro 25, é obtido pela soma aritmética dos riscos individuais de todas as SQI presentes naquele cenário, independentemente de cada risco isolado estar acima ou abaixo do critério de aceitabilidade. Essa abordagem aditiva reflete o pressuposto conservador de independência dos efeitos carcinogênicos e permite estimar o risco total associado a um conjunto de exposições simultâneas.

Quadro 25: Risco carcinogênico cumulativo por cenário de exposição

$R_{CNexp.n} = \sum_{SQI=1}^{SQI=i} R_{CN.in}$	
$R_{CNexp.n}$	Risco carcinogênico cumulativo para o n-ésimo cenário de exposição (-)
$R_{CN.in}$	Risco carcinogênico para a i-ésima SQI (-) presente no n-ésimo cenário de exposição

Fonte: (USEPA, 1989a)

Em uma escala espacial mais ampla, o risco carcinogênico cumulativo pode ser ainda agregado por compartimento de interesse do meio físico, conforme apresentado no Quadro 26, somando-se os riscos cumulativos de todos os cenários de exposição associados a esse compartimento. Essa perspectiva facilita a identificação de compartimentos ambientais prioritários para ações de gerenciamento do risco, ao sintetizar o impacto integrado das exposições humanas relacionadas ao solo, à água, ao ar ou a outros compartimentos ambientais de interesse.

Quadro 26: Risco carcinogênico cumulativo por compartimento ambiental

$R_{CNcomp.z} = \sum_{exp=1}^{exp=n} R_{CNexp.n}$	
$R_{CNcomp.z}$	Risco carcinogênico cumulativo para o z-ésimo compartimento de interesse do meio físico (-)
$R_{CNexp.n}$	Risco carcinogênico cumulativo para o n-ésimo cenário de exposição (-)

Fonte: (USEPA, 1989a)

8.1.2 Risco não carcinogênico

Para os efeitos não carcinogênicos, a quantificação do risco segue uma lógica distinta, baseada na existência de limiares de exposição abaixo dos quais não se espera a ocorrência de efeitos adversos à saúde. Nesse caso, as doses ou concentrações de exposição são comparadas diretamente com valores de referência de saúde, tais como Doses de Referência (RfD) e Concentrações de Referência (RfC) da USEPA, Níveis Mínimos de Risco (MRL) da ATSDR, valores provisórios revisados por pares (PPRTV) e informações do INCHEM/OMS, entre outras fontes reconhecidas. O resultado dessa comparação é expresso na forma de um Quociente de Perigo não carcinogênico (hazard quotient – HQ), que representa a razão entre a exposição estimada e o valor de referência correspondente.

8.1.2.1 Individual

O Índice de Perigo não carcinogênico individual permite avaliar, para cada SQI e cenário de exposição, a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos sistêmicos não relacionados ao câncer, conforme apresentado no Quadro 27. Conforme a prática consolidada na USEPA (1989a) e incorporada às normas brasileiras, valores de Índice de Perigo (HI) inferiores ou iguais a 1 indicam exposições consideradas aceitáveis, enquanto valores superiores a 1 sinalizam potencial de preocupação à saúde e requerem análises toxicológicas detalhadas, incluindo a avaliação de interações entre substâncias, tais como efeitos aditivos, sinérgicos, antagônicos ou de potencialização.

Quadro 27: Risco não carcinogênico individual

$HQ_{in} = DE_n/RfD_i$ (meio ambiente) ou $HQ_{in} = DE_n/MRL_i$ (saúde pública) ou $HQ_{in} = CE_n/RfC_i$	
HQ_{in}	Quociente de Perigo não carcinogênico para a i-ésima SQI presente no n-ésimo cenário de exposição (-)
DE_n	Dose de Exposição calculada para o n-ésimo cenário de exposição no qual ocorre a i-ésima SQI (mg/kg.dia)
CE_n	Concentração de Exposição calculada para o n-ésimo cenário de exposição no qual ocorre a i-ésima SQI (mg/m³ ou µg/m³)
RfDi	Dose de Referência para a i-ésima SQI considerando a via de ingresso presente no n-ésimo cenário de exposição (mg/kg.dia) para ingestão oral, contato dérmico e inalação (quando convertido em dose).
MRLi	Nível Mínimo de Risco para a i-ésima SQI considerando a via de ingresso presente no n-ésimo cenário de exposição (mg/m³ ou µg/m³) para inalação e (mg/kg.dia) para ingestão oral, contato dérmico e inalação (quando convertido em dose).
RfCi	Concentração de Referência para a i-ésima SQI considerando a via de ingresso presente no n-ésimo cenário de exposição (mg/m³ ou µg/m³)

Fonte: (USEPA, 1989a) e (ATSDR, 2005, 2015)

8.1.2.2 Cumulativo

De modo análogo ao risco carcinogênico, a avaliação do risco não carcinogênico cumulativo é conduzida por meio da soma dos HQ individuais das diferentes SQI presentes em um mesmo cenário de exposição, conforme apresentado no Quadro 28. Esse índice cumulativo expressa a carga total de estresse tóxico associada a exposições simultâneas e é particularmente relevante quando múltiplas substâncias afetam o mesmo órgão-alvo ou sistema fisiológico.

Quadro 28: Risco não carcinogênico cumulativo por cenário de exposição

$HI_{exp.n} = \sum_{SQI=1}^{SQI=i} HQ_{in}$	
$HI_{exp.n}$	Índice de Perigo não carcinogênico cumulativo para o n-ésimo cenário de exposição (-)
HQ_{in}	Quociente de Perigo não carcinogênico para a i-ésima SQI (-) presente no n-ésimo cenário de exposição

Fonte: (USEPA, 1989a)

A agregação adicional por compartimento ambiental permite identificar meios físicos que concentram maior potencial de risco não carcinogênico à saúde humana.

Quadro 29: Risco não carcinogênico cumulativo por compartimento ambiental

$HI_{comp.z} = \sum_{SQI=1}^{SQI=n} HI_{exp.n}$	
$HI_{comp.z}$	Índice de Perigo não carcinogênico cumulativo para o z-ésimo compartimento de interesse do meio físico (-)
$HI_{exp.n}$	Índice de Perigo não carcinogênico cumulativo para o n-ésimo cenário de exposição (-)

Fonte: (USEPA, 1989a)

8.2 Análise toxicológica do risco calculado

Em contextos de eventos regionais de contaminação, após a quantificação do risco, a avaliação toxicológica deve considerar minimamente o nível de detalhamento discutido nas seções 8.3 a 8.7 do **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005). Esse manual integra evidências experimentais, epidemiológicas, ambientais e fisiológicas para determinar se as condições de exposição quantificadas, para uma área ou região contaminada – ou em contextos regionais de contaminação uma UA –, apresentam magnitude, frequência e duração compatíveis com a ocorrência de efeitos adversos à saúde.

A primeira etapa dessa avaliação consiste em uma análise crítica e aprofundada da literatura científica disponível. Dessa forma, é possível reconhecer que os valores de referência toxicológica (como RfD, RfC, MRL, SFO e IUR) são derivados de estudos epidemiológicos, ensaios animais (de curta, média e longa duração) e modelos dose-resposta, cujas condições experimentais, vias de ingresso, características das populações avaliadas e formas químicas dos contaminantes exercem influência decisiva sobre sua aplicabilidade. A ATSDR (2005), assim como a USEPA (1989a, 2005c, 2014a), enfatizam que a interpretação desses estudos requer avaliação qualitativa da robustez metodológica, das incertezas envolvidas e da plausibilidade biológica das respostas observadas, reconhecendo que extrapolações diretas podem introduzir erros significativos, se não forem interpretadas dentro de seus limites de validade.

Após a consolidação crítica dos parâmetros toxicológicos, deve ser realizada a comparação das DE calculadas para os cenários definidos na ARSH com os dados dose-resposta disponíveis na literatura. Essa comparação exige não apenas um alinhamento quantitativo, mas uma análise interpretativa da coerência entre a intensidade da exposição e os tipos de efeitos descritos nos estudos originais. Para substâncias não carcinogênicas, a avaliação baseia-se no pressuposto de limiar, considerando a existência de uma dose abaixo da qual não se observam efeitos adversos, fundamentada em parâmetros como NOAEL e LOAEL. Para carcinógenos, sobretudo sob a abordagem tradicional da USEPA (USEPA, 1989a), presume-se ausência de limiar, de modo que qualquer dose, por menor que seja, é teoricamente capaz de contribuir para o risco incremental de câncer. Isso exige extrapolações matemáticas de baixa dose com base em modelos lineares conservadores, até a adoção das diretrizes mais avançadas da USEPA (2005c), que incluem consideração explícita do modo de ação e dos processos biológicos que sustentam a carcinogênese.

Em seguida, a avaliação toxicológica deve considerar fatores moduladores essenciais que influenciam a relação entre exposição e efeito, especialmente no caso dos metais, cujas propriedades biogeoquímicas complexas tornam inadequado o uso indiscriminado de parâmetros genéricos. A biodisponibilidade (subitem 4.4.1), por exemplo, é um componente determinante na interpretação da toxicidade, pois é a fração efetivamente absorvida, e não a concentração total no meio, que condiciona os efeitos adversos potenciais. Processos de especiação, adsorção, dessorção, complexação orgânica, solubilidade e estado de oxidação (subitem 4.5.2.2.1) afetam profundamente a capacidade de transferência dos metais para o organismo humano. A literatura especializada (JUHASZ; NAIDU, 2003; OMS, 1999; TCHOUNWOU; OTHERS, 2012) demonstra que o comportamento ambiental dos metais não segue padrões lineares,

mas depende de fatores como pH, matéria orgânica, condições redox, temperatura e presença de outros íons em solução. Dessa forma, o uso de parâmetros como o Fator de Bioacumulação (BAF[53]) e o Fator de Bioconcentração (BCF[54]) na análise toxicológica do risco calculado deve ser considerado com cautela em avaliações regionais, sendo preferível sua adaptação às condições locais ou a aplicação de modelos cinéticos de bioacumulação mais sofisticados, como o DYNBAM, sempre que os dados disponíveis forem suficientes.

Outro componente fundamental é a essencialidade. Muitos metais desempenham papéis fisiológicos indispensáveis (por exemplo: zinco, ferro, cobre, selênio e manganês), que funcionam como cofatores enzimáticos ou componentes estruturais de proteínas e sistemas antioxidantes. A relação dose-resposta para esses elementos apresenta forma não monotônica, englobando faixas de deficiência, adequação e toxicidade, de modo que tanto a insuficiência quanto o excesso podem produzir efeitos adversos. Assim, limites de referência toxicológica não podem ser definidos abaixo de níveis dietéticos essenciais, devendo considerar variáveis como idade, sexo, estado fisiológico e necessidades nutricionais específicas.

A variabilidade biológica entre os indivíduos constitui outro determinante crítico da toxicidade. A suscetibilidade humana a metais e compostos orgânicos varia em função de fatores fisiológicos e genéticos, incluindo idade avançada ou muito precoce, gestação, lactação, estado nutricional, função hepática e renal, presença de doenças crônicas e polimorfismos em genes que codificam proteínas de transporte, metabolização ou proteção celular. Além disso, exposições múltiplas, muito comuns em cenários associados a eventos regionais de contaminação, podem induzir efeitos sinérgicos, aditivos ou antagônicos entre metais, em função da competição por sítios de ligação (*binding sites*)[55], transportadores[56] ou vias metabólicas. Tais interações, descritas pela ATSDR (2005), devem ser incorporadas na avaliação toxicológica do risco calculado, sobretudo em eventos regionais de contaminação nos quais a mistura de substâncias químicas é inevitável.

Outro aspecto fundamental refere-se à necessidade de analisar dados de saúde específicos da UA em avaliação. A ATSDR (2005) recomenda que informações de morbidade, mortalidade, vigilância epidemiológica e biomonitoramento sejam avaliadas

[53] Parâmetro utilizado em ARSH para expressar a capacidade de uma substância química se acumular em um organismo a partir de todas as vias de ingresso relevantes, incluindo a absorção direta do meio (água, solo) e a ingestão alimentar.
[54] Parâmetro utilizado em ARSH para expressar a capacidade de uma substância química se concentrar em um organismo a partir de compartimentos do meio físico, exclusivamente por absorção direta (principalmente pela água), sem considerar a ingestão alimentar.
[55] Sítios de ligação são locais específicos em moléculas biológicas (ou superfícies de contato) onde substâncias químicas (orgânicas e inorgânicas) podem se ligar fisicamente ou quimicamente, determinando absorção, transporte, bioacumulação, toxicidade e efeito biológico. No contexto da ARSH e da toxicologia ambiental, o conceito é central para compreender biodisponibilidade, modo de ação e variabilidade de resposta.
[56] Transportadores são proteínas de membrana que regulam a entrada, saída e distribuição de metais no organismo; a competição por esses sistemas pode modificar a absorção e a toxicidade das substâncias envolvidas

sempre que disponíveis, não como prova direta de causalidade, mas como evidência adicional de coerência entre exposição estimada e potenciais efeitos à saúde. Biomarcadores de exposição, como concentrações de metais em sangue, urina ou tecidos, podem oferecer pistas importantes sobre a absorção real, a diferenciação entre cenários de exposição e a identificação de grupos vulneráveis. Esses dados, quando integrados a análises espaciais e temporais, complementam a interpretação toxicológica e contribuem para a construção de uma avaliação mais robusta sobre a significância da exposição.

Ao final da análise toxicológica do risco calculado, deve ser consolidada a interpretação integrada das evidências disponíveis. Essa síntese representa uma avaliação qualitativa e analítica da plausibilidade toxicológica da exposição para produzir efeitos adversos à saúde, identificando incertezas e limitações, discutindo lacunas de conhecimento e estabelecendo recomendações de monitoramento, intervenção e comunicação de risco. A conclusão não afirma presença ou ausência de doenças, mas determina se as condições de exposição estimadas para a população investigada são suficientes para justificar ações reforçadas de vigilância em saúde, remediação ambiental ou medidas de reparação socioambiental, especialmente em contextos complexos como os associados a eventos regionais de contaminação.

8.3 Avaliação do risco adicional

A avaliação do risco adicional tem como objetivo interpretar e integrar os dados e resultados de risco obtidos em estudos de ARSH no âmbito da saúde pública. Essa avaliação deve ser orientada não apenas pela magnitude quantitativa do risco estimado, mas, sobretudo, pela compreensão contextual das condições sociais, biológicas e ambientais que modulam a vulnerabilidade das populações expostas. Diferentemente da caracterização clássica do risco, centrada em métricas probabilísticas e índices numéricos, a avaliação do risco adicional busca explicitar o acréscimo de risco imposto por uma contaminação ambiental, principalmente em eventos regionais de contaminação, sobre populações que já se encontram submetidas a múltiplos fatores de vulnerabilidade preexistentes (ATSDR, 2005; OMS, 1999).

De acordo com a OMS, a caracterização do risco em saúde ambiental deve reconhecer que "o risco não é distribuído de forma homogênea entre populações" e que fatores como idade, estado nutricional, condições socioeconômicas, acesso a serviços de saúde e contexto cultural influenciam de maneira decisiva a manifestação de efeitos adversos à saúde (OMS, 1999). Nessa perspectiva, a avaliação do risco adicional deve considerar que cenários de exposição semelhantes podem resultar em impactos sanitários distintos, em razão das condições fisiológicas e sociais dos receptores humanos.

A ATSDR reforça esse entendimento ao enfatizar que a avaliação do risco à saúde pública deve priorizar populações sensíveis, incluindo crianças, gestantes, idosos, povos indígenas, comunidades tradicionais e grupos socialmente vulneráveis. Deve-se reconhecer que a resposta biológica à exposição química pode divergir substancialmente daquela descrita em estudos experimentais ou epidemiológicos conduzidos em contextos distintos (ATSDR, 2005, 2015). Assim, a avaliação do risco adicional não é

neutra nem exclusivamente técnica, devendo incorporar juízo crítico sobre desigualdades estruturais e determinantes sociais da saúde.

No Brasil, as **Diretrizes para Elaboração de Estudos de Avaliação de Risco à Saúde Humana por Exposição a Contaminantes Químicos** (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010) estabelecem explicitamente que o objetivo central da ARSH em saúde pública é a identificação do risco adicional de adoecimento associado à exposição prolongada a contaminantes ambientais, frequentemente ao longo de anos ou décadas (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2010). Esse risco é considerado adicional justamente por se somar a condições já desfavoráveis, como baixa renda, baixa escolaridade, subemprego, insegurança alimentar, saneamento precário, elevada carga de doenças infecciosas e crônicas, subnutrição e acesso limitado aos serviços de saúde. Nessas populações, a exposição a uma ou múltiplas substâncias químicas atua como fator agravante, potencializando processos de adoecimento e ampliando desigualdades em saúde.

8.3.1 Eixos analíticos do risco adicional

Do ponto de vista metodológico, a avaliação do risco adicional fundamenta-se na integração de três eixos analíticos principais: (i) análise da vulnerabilidade social; (ii) avaliação toxicológica detalhada; (iii) análise integrada dos resultados.

O primeiro eixo refere-se à análise da vulnerabilidade social, conforme orientado pelas Diretrizes do Ministério da Saúde (2010). Essa análise envolve a consolidação e interpretação de indicadores socioeconômicos e socioambientais, dados epidemiológicos disponíveis, registros de morbimortalidade, informações sobre acesso a serviços públicos e resultados de questionários de preocupações de saúde aplicados às comunidades avaliadas. A finalidade dessa etapa é caracterizar o grau de vulnerabilidade estrutural da população exposta, reconhecendo que tais fatores influenciam tanto a intensidade da exposição quanto a capacidade de resposta e adaptação aos efeitos adversos. A partir desse conjunto de informações, é elaborada uma matriz de vulnerabilidade social, que sintetiza e hierarquiza os fatores de fragilidade da comunidade em análise.

O segundo eixo analítico corresponde à avaliação toxicológica detalhada (item 8.2), desenvolvida com base no capítulo 8 (*Health Effects Evaluation: In-depth Analysis*) do **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005). Nessa etapa, os perfis toxicológicos das SQI são analisados em profundidade, considerando aspectos como bioacumulação, bioacessibilidade e biodisponibilidade, toxicocinética, toxicodinâmica, relações entre concentração ambiental e disponibilidade biológica, bem como a identificação de órgãos e sistemas fisiológicos-alvo. Essa análise permite compreender de que maneira as características intrínsecas das substâncias interagem com condições específicas da população exposta, como idade, estado nutricional, presença de comorbidades e variabilidade genética. O resultado é a construção de uma matriz de toxicidade detalhada, que explicita o potencial de cada substância em contribuir para o risco adicional à saúde.

O terceiro eixo consiste na análise integrada dos resultados, combinando a vulnerabilidade social, a avaliação toxicológica detalhada e os produtos da caracterização quantitativa do risco (item 8.1). Essa análise cruzada considera elementos como as máximas concentrações nos pontos de exposição, os parâmetros exposicionais

adotados (Máxima Exposição Razoável versus parâmetros específicos da Unidade Ambiental), os riscos unitários e cumulativos. Também são avaliadas as possíveis interações toxicológicas (incluindo efeitos aditivos, sinérgicos, antagônicos ou de potencialização), bem como as incertezas e análises de sensibilidade associadas às estimativas. A integração desses componentes resulta na elaboração de uma matriz final de risco adicional, que não se limita a um valor numérico, mas representa um instrumento de apoio à decisão em saúde pública.

A avaliação do risco adicional deve ser interpretada como um processo orientado à ação, cujo objetivo último é subsidiar medidas de vigilância em saúde, intervenções preventivas, estratégias de comunicação de risco e políticas públicas voltadas à redução de desigualdades e à proteção de populações vulneráveis. Nesse contexto, o risco adicional deixa de ser apenas uma estimativa técnica e passa a ser compreendido como uma construção analítica que articula ciência, contexto social e responsabilidade sanitária.

8.3.2 Integração dos eixos analíticos

A avaliação do risco adicional parte do pressuposto de que os efeitos observados a partir de um ambiente contaminado resultam da interação entre contaminantes químicos, estressores físicos e características do meio físico, características das populações atingidas e condições ambientais preexistentes. Assim, a análise não se limita à verificação isolada de concentrações químicas ou respostas na forma de efeitos adversos à saúde humana, mas busca compreender se, e em que magnitude os impactos observados representam um incremento de risco em relação às condições de referência, naturais ou previamente existentes.

Nesse contexto, o presente item descreve uma estratégia para avaliação do risco adicional fundamentada na abordagem de análise do balanço do peso de evidências (*Weight of Evidence* – WOE). A estratégia aqui proposta constitui um processo inferencial sistemático estruturado para integrar informações heterogêneas sobre exposição, toxicidade, efeitos à saúde e contexto social, com o objetivo de formular julgamentos técnicos robustos sob incerteza. A WOE no contexto da saúde pública, embora não represente um método matemático único, é operacionalizada por etapas explícitas qualitativas e semiquantitativas, bem como por critérios de qualidade e regras de inferência que asseguram transparência, consistência e rastreabilidade das conclusões. Ela está voltada à integração de múltiplas linhas de evidência independentes (três eixos analíticos), permitindo reduzir incertezas, esclarecer relações de causalidade e sustentar decisões técnicas de forma transparente e reproduzível (ATSDR, 2005).

Os três eixos analíticos que fundamentam as linhas de evidência devem ser considerados de forma conjunta para caracterizar adequadamente os riscos à saúde humana em contextos de eventos regionais de contaminação complexos, marcados por múltiplas FSC, variabilidade espacial e temporal da exposição, heterogeneidade populacional e incertezas científicas inerentes. Nesse sentido, os diferentes tipos de evidência, frequentemente incompletas, indiretas, heterogêneas ou até aparentemente contraditórias, são submetidas a uma avaliação crítica de qualidade, relevância e coerência, ponderadas segundo sua força inferencial e, por fim, combinadas para

sustentar inferências técnicas robustas acerca de perigos, padrões de exposição e potenciais efeitos adversos à saúde humana.

Essa abordagem é particularmente relevante para a extrapolação entre espécies associadas a cadeia alimentar, permitindo (i) inferências a partir de estudos experimentais em animais para populações humanas; (ii) a avaliação de efeitos associados a exposições em baixas doses, típicas de cenários de exposição crônicos; (iii) a interpretação de dados epidemiológicos limitados ou inconclusivos, frequentemente afetados por confundimento[57], viés ou baixa potência estatística; e (iv) a integração entre dados experimentais e evidências toxicológicas observacionais, de modo a construir uma narrativa causal biologicamente plausível, mesmo na ausência de um único estudo definitivo.

A WOE no campo da saúde pública, fundamenta-se no fato que a avaliação de risco não pode ser reduzida a uma estimativa numérica isolada ou à comparação mecânica com valores de referência, incorporando necessariamente um julgamento técnico-científico informado. Esse julgamento deve reconhecer a complexidade dos sistemas socioambientais e considerar, de maneira integrada, fatores fisiológicos, comportamentais, culturais e socioeconômicos.

Sendo assim, a WOE deve ser estruturada em fases interdependentes destinadas a assegurar consistência analítica e robustez inferencial. Inicialmente, deve ser realizada a identificação e a organização das linhas de evidência relevantes sobre a contaminação presente na UA, como concentrações, distribuição espacial e tendências temporais dos contaminantes, dados de exposição humana relacionados às vias de ingresso, à frequência e à duração do contato, bem como informações toxicológicas oriundas de estudos em animais e vegetais, ensaios *in vitro* e investigações de evidências toxicológicas. Incluem-se evidências epidemiológicas provenientes de estudos observacionais preliminares, registros de morbidade e mortalidade e sistemas de vigilância em saúde. Complementarmente, devem ser incorporadas informações contextuais relativas ao uso e ocupação do solo, às práticas culturais, às condições socioeconômicas e aos indicadores de vulnerabilidade social. Essas evidências são organizadas de maneira integrada, por rota de exposição, população receptora e efeitos potenciais à saúde, evitando análises fragmentadas que possam dificultar a identificação de relações causais relevantes.

Na sequência, cada linha de evidência deve ser submetida a uma avaliação crítica estruturada, na qual se examinam a qualidade metodológica dos estudos, a consistência interna dos resultados, a relevância para a população e o cenário específicos sob avaliação, a plausibilidade biológica dos efeitos descritos e a adequação das condições de exposição analisadas. As evidências consideradas de menor qualidade ou com limitações metodológicas não devem ser descartadas automaticamente, mas sim ponderadas de forma explícita, recebendo menor peso inferencial. Esse procedimento

[57] Na epidemiologia, confundimento descreve a situação em que a associação entre uma exposição e um efeito à saúde é influenciada por fatores externos relacionados a ambos.

reforça a transparência da análise e permite que incertezas sejam claramente identificadas e comunicadas.

Após a etapa de consolidação das linhas de evidência, devem ser realizadas a integração e a ponderação, para identificar convergências entre elas, fortalecendo a inferência causal, bem como para reconhecer divergências aparentes, que devem ser analisadas à luz de diferenças de método, de escala espacial ou temporal, de população estudada ou de contexto de exposição. Lacunas de dados devem ser explicitamente reconhecidas como fontes de incerteza e incorporadas à interpretação final. Diferentemente de abordagens estritamente quantitativas, não devem ser estabelecidos pesos numéricos fixos para cada tipo de evidência, mas sim análise inferencial qualitativa com base na consistência, coerência causal e relevância para a saúde pública. A essa análise, pode ser adicionada a avaliação de causalidade e plausibilidade biológica, destacando a importância da coerência entre diferentes tipos de evidência, da consistência dos mecanismos de ação propostos e da compatibilidade entre os níveis de exposição humana e os efeitos adversos descritos. Esse enfoque permite inferências robustas, mesmo na ausência de estudos epidemiológicos conclusivos, desde que haja convergência entre dados experimentais e evidências toxicológicas que sustentem a relação causal. Para operacionalizar essa etapa, deve ser adotado um sistema simbólico padronizado, no qual:

- "+" indica evidência que apoia a hipótese de risco adicional;
- "-" indica evidência que enfraquece essa hipótese;
- "0" indica evidência ambígua ou inconclusiva.

A repetição dos símbolos (por exemplo, ++ ou +++) indica maior força da evidência em comparação à ocorrência isolada do símbolo.

As evidências ponderadas devem ser integradas por meio de uma matriz de decisão, que cruza os resultados das três linhas de evidência (três eixos analíticos: vulnerabilidade social [V], avaliação toxicológica detalhada [T] e caracterização quantitativa do risco [R]). Essa matriz permite identificar padrões de concordância ou divergência entre os diferentes tipos de informação e sustenta inferências sobre a existência, a natureza e a magnitude do risco adicional. A matriz de decisão contempla diferentes combinações possíveis de sinais (+/−) para V, T e R, resultando em interpretações padronizadas, tais como, e não limitadas a:

- ausência de risco adicional, quando não há evidências consistentes de toxicidade ou efeitos biológicos;
- presença de contaminantes em concentrações que não oferecem risco atual, indicando risco potencial, mas ainda não materializado;
- efeitos adversos não relacionados aos contaminantes presentes nos compartimentos ambientais, sugerindo predominância de estressores físicos ou naturais não relacionados ao evento regional de contaminação;
- efeitos biológicos adversos aparentemente relacionados aos contaminantes, configurando risco adicional;

- efeitos combinados de contaminantes e alterações físicas, indicando cenários de exposição que oferecem de risco complexo e cumulativo; e
- indicadores socioambientais, socioeconômicos, culturais que demonstrem maior vulnerabilidade social, configurando risco adicional.

A avaliação do risco adicional por meio da utilização da WOE, deve ser finalizada por meio da formulação de conclusões técnicas integradas, que não se expressam como probabilidades estatísticas únicas, mas como julgamentos científicos fundamentados, tais como a identificação da presença ou da ausência de risco à saúde pública, a avaliação da plausibilidade ou a confirmação de risco adicional e a necessidade de implementação de ações de saúde, monitoramento ambiental ou investigações adicionais. A essas conclusões devem ser incorporadas explicitamente às incertezas identificadas ao longo da aplicação da metodologia aqui proposta.

8.4 Estudos de exposição humana específicos

A consideração de estudos de exposição humana específicos é fundamental para estudos de ARER, nos quais parâmetros genéricos de toxicidade e fatores de exposição podem não refletir adequadamente o comportamento real dos receptores expostos. Nesse sentido, para o refinamento da etapa de caracterização do risco, devem ser incorporados estudos epidemiológicos e toxicológicos conduzidos diretamente com populações humanas expostas a condições ambientais específicas da UA. Estudos humanos da própria UA ou de populações comparáveis, quando disponíveis, podem reduzir incertezas fundamentais do modelo dose-resposta, aprimorar a plausibilidade causal e conferir realismo à caracterização do risco adicional (item 8.3).

A USEPA (1989a), a OMS (1999) e a ATSDR (2005) indicam que estudos específicos da região impactada devem ser avaliados a partir de critérios de suficiência metodológica, robustez estatística, consistência causal e aderência aos cenários reais de exposição. Esses estudos podem incluir, entre outros: (i) investigações epidemiológicas ocupacionais ou ambientais; (ii) dados clínicos sistematizados; (iii) registros de mortalidade e morbidade; e (iv) dados de biomonitoramento que indiquem absorção interna mensurável da SQI. Tais estudos não substituem automaticamente valores toxicológicos de referência estabelecidos, mas devem ser incorporados como parte do balanço inferencial de evidências, contribuindo para confirmar ou refutar pressupostos conservadores utilizados na ARER. Assim, a ausência de efeito adverso observável em estudos humanos confiáveis pode justificar reavaliação da seleção do MOA[58], da escolha do NOAEL/LOAEL mais representativo e até da aplicação de fatores de incerteza excessivamente restritivos, desde que não comprometa a proteção de subgrupos sensíveis.

[58] O Modo de Ação (MOA) é um conceito utilizado para descrever como uma substância química interage com sistemas biológicos e desencadeia eventos-chave que podem levar a efeitos adversos à saúde, sejam eles carcinogênicos ou não carcinogênicos. O MOA corresponde a uma sequência plausível, biologicamente coerente e empiricamente sustentada de processos causais, que conecta a exposição humana à manifestação de um dano mensurável no organismo (BOOBIS; ET AL, 2006; MEEK; ET AL, 2014; USEPA, 2005c).

Nesse contexto, pode-se inferir que a toxicidade real expressa em populações humanas pode divergir do observado em ensaios animais devido a fatores não modeláveis, como (i) exposições cumulativas a múltiplos estressores ambientais; (ii) condições nutricionais e sanitárias de base; (iii) polimorfismos genéticos que afetam a toxicocinética; e (iv) práticas culturais ou ocupacionais específicas que modulam taxas de ingresso.

A aplicação de estudos de exposição humana específicos exige a organização dos estudos humanos segundo um *framework* de avaliação sistemática[59], no qual são verificados: (i) desenho do estudo e sua potência estatística; (ii) nível de caracterização do processo exposicional; (iii) presença de grupo controle comparável; (iv) associação causal robusta ou sugestiva entre a exposição e o efeito; (v) representatividade sociocultural da amostra; e (vi) compatibilidade química da forma avaliada no estudo com a forma presente no PDE (íon dissolvido, fase vapor, fração adsorvida, misturas etc.). Adicionalmente, devem ser analisados fatores modificadores, como coexposições, estado nutricional, perfil ocupacional, hábitos de mobilidade territorial, saneamento, sazonalidade e vulnerabilidade social, pois estes influenciam diretamente a frequência e a magnitude do ingresso e poderem afetar a expressão clínica dos efeitos toxicológicos.

8.5 Avaliação de incertezas

A avaliação de incertezas para contextos de eventos regionais de contaminação deve ter como premissa basilar que a avaliação de risco não é um exercício determinístico, mas um processo científico inferencial, construído a partir de dados incompletos, modelos simplificados e pressupostos normativos, devendo, portanto, incorporar explicitamente a identificação, a análise e a comunicação das incertezas associadas às estimativas produzidas.

No **RAGS A** (USEPA, 1989a), especialmente no item 8.4 (*Assessment and Presentation of Uncertainty*), a análise de incertezas é definida como etapa obrigatória de estudos de ARSH, destinada a explicitar as limitações dos dados, das hipóteses e dos modelos empregados, bem como a discutir o impacto potencial dessas limitações sobre os resultados finais. Essa abordagem é reforçada pelo **Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors** (USEPA, 1992d), que estabelece que a transparência na apresentação das incertezas é condição essencial para a credibilidade científica do estudo e para a adequada tomada de decisão no âmbito do meio ambiente e da saúde pública.

A OMS (OMS, 1999) indica que a avaliação de risco deve reconhecer explicitamente tanto as incertezas epistemológicas, associadas à insuficiência de conhecimento científico, quanto a variabilidade inerente aos meios físico e biótico. Segundo a OMS, a distinção entre variabilidade e incerteza é fundamental, pois enquanto a primeira reflete diferenças reais entre indivíduos, populações e ambientes, a segunda decorre de limitações no conhecimento disponível, podendo ser reduzida por

[59] *Framework* de avaliação sistemática refere-se a um conjunto estruturado de princípios, etapas e critérios utilizado para avaliar evidências de forma consistente, transparente e reproduzível.

meio de novos dados ou abordagens metodológicas mais refinadas. Nesse sentido, em contextos de eventos regionais de contaminação, deve-se evitar a falsa precisão quantitativa, e os resultados da avaliação de risco devem ser apresentados como intervalos interpretativos, acompanhados de uma discussão clara das principais fontes de incerteza.

A ATSDR, por sua vez, incorpora a análise de incertezas como princípio transversal ao longo de todo o processo de avaliação de saúde pública, conforme descrito no **Public Health Assessment Guidance Manual** (ATSDR, 2005) e reforçado em sua atualização sobre múltiplos estressores (ATSDR, 2015). Diferentemente de abordagens estritamente quantitativas, a ATSDR enfatiza que a avaliação de incertezas deve considerar não apenas aspectos técnicos, mas também o contexto social, cultural e epidemiológico das populações expostas. Assim, a interpretação do risco deve ser sensível a vulnerabilidades sociais, às condições de base de saúde e a exposições cumulativas, reconhecendo que a mesma estimativa numérica de risco pode ter significados distintos em diferentes contextos populacionais.

A avaliação de incertezas deve ser iniciada com a análise crítica dos dados secundários validados, reconhecendo possíveis limitações relacionadas à representatividade espacial e temporal, à heterogeneidade metodológica entre fontes e à adequação dos dados aos objetivos específicos da ARER. Em seguida, deve ser realizada a avaliação crítica dos dados primários validados, obtidos na fase de identificação do perigo em contextos regionais (capítulo 5), considerando incertezas associadas à densidade amostral, aos limites de quantificação analítica, à variabilidade espacial da contaminação e à adequação dos desenhos amostrais aos cenários de exposição definidos no MCE.

Adicionalmente, devem ser analisadas as incertezas associadas às premissas conceituais do MCE, incluindo a seleção das SQI (item 4.4) e a representação dos processos ambientais de transporte, transformação e atenuação (subitem 4.5.2.2.1). Essas incertezas são particularmente relevantes em contextos de eventos regionais de contaminação, nos quais coexistem múltiplas FSC, bem como diferentes caminhos de transporte e processos exposicionais. De forma complementar, devem ser avaliadas as incertezas associadas à definição dos receptores humanos, considerando a segmentação etária, ocupacional e sociocultural, conforme recomendado pela ATSDR (2005), que destaca a necessidade de incorporar grupos potencialmente mais vulneráveis, como crianças, idosos e populações tradicionais.

A definição dos PDE (subitem 4.5.2.3) e a avaliação da exposição (capítulo 6) constituem fontes adicionais de incerteza, uma vez que dependem da integração entre dados ambientais, uso e ocupação do solo e padrões comportamentais humanos, frequentemente inferidos a partir de informações genéricas. A ATSDR (2015) ressalta que essas incertezas devem ser explicitadas, sobretudo quando há lacunas de dados sobre práticas culturais específicas, mobilidade cotidiana ou exposições indiretas. Do ponto de vista toxicológico, são analisadas criticamente as incertezas associadas à seleção de valores de referência de saúde (RfD, RfC, MRL, fatores de carcinogenicidade), bem como aquelas relacionadas à extrapolação entre espécies biológicas (organismos) presentes na cadeia alimentar, às diferentes vias de ingresso e à avaliação de exposições

simultâneas a múltiplas substâncias químicas. Esses aspectos são enfatizados tanto pela OMS (1999) quanto pela ATSDR (2015).

Em contextos de eventos regionais de contaminação, a análise de incertezas de natureza qualitativa tem por objetivo identificar e comunicar as principais limitações técnicas do processo avaliativo, sem a pretensão de eliminá-las completamente. Para a mitigação e melhor compreensão das incertezas, são adotadas estratégias metodológicas complementares, como a utilização de múltiplos pontos de exposição para um mesmo caminho de exposição e a análise crítica da distribuição espacial dos riscos, reduzindo o efeito de generalizações excessivas.

A análise de sensibilidade, por sua vez, representa a abordagem quantitativa para o tratamento das incertezas, realizada por meio da Avaliação de isco Probabilística (PRA), conforme descrito no **RAGS A**, Volume III (USEPA, 2001). Essa abordagem é compatível com as recomendações da OMS (1999), que indica o uso de distribuições de probabilidade para representar variabilidade e incerteza, e com a ATSDR (2005), que reconhece a utilidade da PRA como ferramenta complementar para explorar cenários alternativos de exposição. A utilização de simulações de Monte Carlo, seguindo os princípios estabelecidos pela USEPA (1997, 2014b), permite identificar os parâmetros mais sensíveis do modelo matemático para quantificação do risco e avaliar a robustez das conclusões frente às incertezas existentes.

09 Gestão do risco em contextos regionais

9.1 Gerenciamento do risco

O gerenciamento de risco em estudos de ARSH para eventos regionais de contaminação é responsável por converter a identificação do perigo, a avaliação da exposição e a quantificação do risco em ações concretas de proteção à saúde humana, no âmbito da saúde pública, e remediação do meio físico, no âmbito do meio ambiente. Segundo a USEPA (1989a, 2007a) e ATSDR (2005, 2015), essa fase dos estudos corresponde ao processo de seleção, implementação e monitoramento de medidas destinadas a controlar riscos identificados, equilibrando a magnitude do risco adicional estimado, a viabilidade técnica das intervenções, a eficácia das opções de controle, mitigação e remediação, bem como as implicações socioeconômicas decorrentes das ações propostas.

O gerenciamento de risco não se limita a uma resposta normativa padronizada, mas constitui um processo adaptativo de governança, no qual os resultados da avaliação de risco alimentam a tomada de decisão com base em evidências, considerando restrições, custos, benefícios e possíveis efeitos colaterais das intervenções no ambiente e nos receptores humanos (USEPA, 2014a, 2023).

A ISO 31000 (ISO, 2018) indica que o gerenciamento de risco deve ser integrado à governança institucional e conduzido de forma sistemática, transparente, contextualizada, com foco na melhoria contínua. Esse processo deve garantir comunicação permanente com as partes interessadas (*stakeholders*) e revisão iterativa de estratégias sempre que novos dados ou condições ambientais emergentes alterem o perfil de risco da área avaliada (Unidade Ambiental e Unidade de Exposição).

9.1.1 Saúde pública

No campo da saúde pública e ambiental, a OMS (1999), estabelece que o gerenciamento de risco envolve a gestão da exposição à SQI com foco em proteção à saúde humana, na prevenção de danos, na avaliação da plausibilidade biológica e na adoção do princípio da precaução em cenários de incerteza. A OMS reconhece que a heterogeneidade fisiológica, comportamental, nutricional e cultural das populações expostas pode modificar substancialmente o risco adicional, mesmo em condições ambientalmente similares. A OMS enfatiza que medidas de redução de risco devem ser

aplicadas mesmo quando o nexo causal[60] ainda não foi plenamente confirmado, desde que o conjunto de evidências seja suficiente para sustentar plausibilidade biológica, toxicocinética compatível e risco potencial razoável.

A ATSDR, por meio do **Public Health Assessment Guidance Manual** (2005, 2015), estabelece o gerenciamento de risco como um processo de julgamento técnico-científico sensível a vulnerabilidades sociais e a múltiplos estressores ambientais. Nesse processo a decisão de risco não é neutra nem determinística, mas derivada da integração inferencial de evidências químicas, toxicológicas, epidemiológicas e contextuais. A ATSDR orienta que o gerenciamento de risco deve: (i) reconhecer que nenhuma linha de evidência isolada é suficiente para a caracterização de risco; (ii) avaliar criticamente a qualidade metodológica e a relevância interespécies e populacional dos estudos utilizados; (iii) considerar grupos sensíveis e perfis culturais e de uso do território (UA) na interpretação do risco adicional; (iv) explicitar lacunas de informação como fontes formais de incerteza; e (v) recomendar ações proporcionais à natureza, magnitude e frequência da exposição real ou potencial, incluindo restrições de uso de água, solo e alimentos, vigilância em saúde e comunicação de risco clara e acessível à comunidade.

9.1.2 Meio ambiente

O enfoque apresentado acima é convergente com o **Guidelines for Carcinogen Risk Assessment** (USEPA, 2005c) e com outras diretrizes internacionais, que introduziram a análise explícita do MOA como componente essencial da avaliação de toxicidade e tomada de decisão, permitindo que substâncias carcinogênicas com MOA não linear e com limiar biológico demonstrado (capítulo 7) possam ser tratadas por modelos menos conservadores, quando suportadas por um balanço robusto de evidências (BOOBIS; ET AL, 2006; MEEK; ET AL, 2014; USEPA, 2005c).

Considerando o gerenciamento do risco do ponto de vista da quantificação do risco, a USEPA (1989a) reforça, no item 8.2 (*Quantifying Risks*), que a estimativa de risco incremental de câncer e índices não carcinogênicos (HQ, HI) servem como métricas de suporte à decisão, e não como probabilidades estatísticas literais de adoecimento. A interpretação dessas métricas deve reconhecer que excedências a limiares aceitáveis (por ex.: HQ > 1 ou $R_{CN} > 10^{-5}$) indicam a necessidade de aprofundamento toxicológico e ajustes metodológicos, mas não traduzem diretamente a frequência epidemiológica esperada de adoecimento, pois dependem da variabilidade biológica individual, das interações físico-químicas no compartimento ambiental de interesse, das condições de ingresso do contaminante no corpo humano, do metabolismo da substância e dos múltiplos estressores regionais coexistentes (ATSDR, 2005, 2015; OMS, 1999; USEPA, 1989a).

Em eventos regionais de contaminação o gerenciamento do risco deve ser dimensionado considerando o nível de complexibilidade do processo exposicional avaliado ao longo do desenvolvimento dos estudos de ARER (ATSDR, 2015; OMS, 1999;

[60] Nexo causal refere-se à relação de causa e efeito entre uma exposição e um desfecho à saúde, isto é, à evidência de que determinado agente ou condição é responsável por produzir um efeito adverso observado.

USEPA, 2005c). Processos exposicionais como os associados a metais, organoclorados, derivados de petróleo e pesticidas, possuem podem possuir alto nível de complexidade exposicional, pois esses contaminantes: (i) apresentam forte dependência da matriz ambiental para sua mobilidade (função de Kd, teor de carbono orgânico, pH, umidade e potencial redox); (ii) sofrem transporte particulado (metais) ou em fase vapor (orgânicos), intensificando a importância de cenários inalatórios e dérmicos indiretos; (iii) podem sofrer interações sinérgicas ou antagônicas em misturas ambientais; e (iv) possuem diferentes órgãos-alvo e sítios de ligação moleculares, conforme a via de ingresso e a forma química. Nesse contexto, a exposição prolongada a esses contaminantes e as múltiplas vulnerabilidades regionais, justificam o gerenciamento de risco proativo[61] com vigilância e restrições espaciais (BOOBIS; *et al*, 2006; MEEK; *et al*, 2014).

A aplicação desse arcabouço em estudos direcionados para eventos regionais de contaminação reforça que o gerenciamento de risco, tanto para o direcionamento de medidas para meio ambiente quanto para o estabelecimento de ações de saúde pública para saúde ambiental, deve ser construído a partir de um contexto claramente delimitado, com papéis e responsabilidades bem definidos, mecanismos formais de consulta às partes interessadas e monitoramento da eficácia das ações implementadas, evitando decisões baseadas exclusivamente em métricas numéricas isoladas.

Nesse contexto, é fundamental que o gerenciamento de risco para eventos regionais de contaminação seja desenvolvido com clareza técnica, rastreabilidade e transparência no balanço inferencial das incertezas remanescentes, evitando falsa precisão numérica e priorizando a coerência causal, a relevância biológica e a justiça social no processo decisório. O gerenciamento de risco em estudos de ARER deve ser concebido como um processo interdisciplinar e adaptativo, que integra ciência da exposição, evidência toxicológica, epidemiologia ambiental, uso do território (UA) e governança de risco, garantindo que as decisões: (i) não subestimem o risco para grupos sensíveis; (ii) considerem as interações físico-químicas dos contaminantes com o meio físico; (iii) preservem comparabilidade com referenciais internacionais; e (iv) explicitem formalmente as incertezas e lacunas como parte constitutiva do método, garantindo robustez decisória e proteção à saúde humana mesmo na ausência de certeza científica plena (ATSDR, 2005, 2015; ISO, 2018; OMS, 1999; USEPA, 1989a, 2005c, 2014a, 2023).

9.2 Comunicação do risco

A comunicação do risco no contexto de eventos regionais de contaminação deve ser compreendida como processo estruturado de troca, tradução e validação de informações entre especialistas, gestores institucionais e populações impactadas. A formulação moderna da comunicação do risco tem suas bases iniciais no **RAGS A** (USEPA, 1989a), que consolidou a necessidade de comunicação clara dos caminhos de exposição, das premissas da Máxima Exposição Razoável (MER) e da explicitação formal das incertezas. Esse marco conceitual reforça que estimativas numéricas do risco calculado

[61] Gerenciamento de risco proativo é a implementação de medidas preventivas antes da ocorrência de efeitos adversos observáveis à saúde.

não representam predições clínicas literais, mas critérios regulatórios de gerenciamento contínuo do perigo associado a contaminação e o risco derivado do contato humano com o perigo previamente quantificado. Sendo assim, a comunicação do risco pode ser conceituada como o processo informativo em linguagem apropriada para subsidiar decisões proporcionais ao perigo identificado e do risco quantificado, evitando alarmismo, falsa precisão ou interpretações determinísticas equivocadas sobre inevitabilidade de adoecimento.

A ISO 31000 (ISO, 2018) enquadra a comunicação do risco como parte do processo de governança do risco, reforçando que comunicação deve ser rastreável, transparente, baseada em evidências, proporcional e integrada ao processo decisório. Nesse contexto, busca-se garantir a manutenção da confiabilidade do julgamento técnico por meio de linguagem adequada ao público, o respeito aspectos ligados a tradicionalidade de PCT, documentação formal e corresponsabilidade entre atores institucionais e sociais. Em paralelo, a OMS (1999, 2009a, 2015, 2017) consolidou a comunicação do risco como processo de dialógico de empoderamento, enfatizando que a comunicação eficaz depende da: (i) coerência entre os pesos das evidências (subitem 8.3.2); (ii) plausibilidade biológica do Modo de Ação (subitem 7.2.2.2.1) dos contaminantes; (iii) integração de dados toxicocinéticos e toxicodinâmicos (item 8.2); e (iv) clareza sobre limites inferenciais e lacunas de dados (item 8.5).

O **Framework for Metals Risk Assessment** (USEPA, 2007a) indica a importância de contextualização do perigo em termos geoquímicos e fisiológicos, principalmente para contaminantes metálicos essenciais ou bioacumuláveis. Com isso, foi introduzida a necessidade de comunicação sobre, por exemplo, especiação química, alometria, tamanho de partícula e coeficientes de partição (Kd), fatores que modulam a toxicidade real relacionada à região impactada e no organismo exposto. Essa mudança marcou a transição de um modelo de comunicação genérico para um modelo multiescalar e contextual, reconhecendo que a heterogeneidade espacial da contaminação regional exige que a mensagem técnica explicite diferenças territoriais e populacionais no potencial de contato, ingresso e resposta toxicológica.

Em emergências de saúde pública, como as associadas e eventos regionais de contaminação, o documento **Communicating risk in public health emergencies** (OMS, 2017) e o guia de **Effective communications** (OMS, 2009b, 2015) formalizaram que comunicação do risco deve ser antecipatória, contínua, culturalmente adequada, baseada em confiança comunitária, com linguagem clara e livre de tecnicalidades desnecessárias no momento devolutivo, embora permaneça formal e rigorosa nos documentos técnicos. Esses princípios se tornaram referência global para a comunicação em eventos de grande incerteza e impacto regionais de contaminação, como enchentes, desastres industriais e minerários, rompimentos de barragens e contaminações em cadeias ambientais complexas.

A ATSDR (2005, 2015) define a comunicação do risco como princípio transversal que permeia todas as fases do processo de avaliação, comunicação e gerenciamento do risco, reforçando que a comunicação do risco deve: (i) qualificar evidências sem descartá-las automaticamente; (ii) reconhecer populações sensíveis e vulnerabilidades sociais; (iii) explicitar incertezas associadas a parâmetros genéricos e lacunas de dados; (iv) comunicar diferenças interindividuais e interespecíficas; e (v) sustentar inferências

técnicas integradas com base na convergência causal e plausibilidade biológica do conjunto de evidências. A ATSDR (2015) indica que a comunicação do risco deve ser não alarmista, contextual e culturalmente apropriada, com comunicação comunitária participativa e devolutiva sensível à saúde coletiva e aos múltiplos estressores socioambientais e fisiológicos que modulam a resposta clínica.

O National Research Council foi um dos primeiros organismos a consolidar a comunicação do risco como disciplina científica formal ao publicar **Improving Risk Communication** (1989), enfatizando que ela deve ser não linear, não intuitiva, não neutra e sensível a fatores comportamentais, psicológicos, culturais e territoriais. O documento reforça que a comunicação do risco eficaz deve considerar percepção comunitária, confiança institucional e a interação entre vulnerabilidade social e exposição ao impacto ambiental.

No Brasil, o documento desenvolvido pelo Ministério da Saúde sobre vigilância em saúde ambiental relacionada a áreas contaminadas (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018) e conceitos discutidos por Maximiano (2014), indicam a comunicação do risco como processo interdisciplinar aplicado à ARSH, reforçando que a comunicação deve: (i) traduzir conceitos complexos como biodisponibilidade, bioacessibilidade, valores de referência toxicológica, entre outros; (ii) reservar espaço formal para esclarecimento de incertezas; (iii) reconhecer que o risco é incremental e adicional ao risco basal da região avaliada; (iv) evitar frustrações de expectativas; e (v) garantir linguagem proporcional ao perigo e adequada ao público técnico e comunitário.

No contexto de eventos regionais de contaminação, a comunicação do risco deve incorporar diálogo cultural e devolutiva social para reduzir ambiguidades e fortalecer a legitimidade. Nos casos descritos no capítulo 2, fica demonstrado que a comunicação do risco eficaz exige um diálogo territorial centrado na comunidade, integração cultural na comunicação e devolutiva individualizada de resultados, respeitando a cosmopercepção[62] local. Esse princípio é diretamente aplicável à comunicação do risco em ARSH, principalmente em estudos regionais de exposição a contaminantes. Nesses contextos, os contaminantes podem apresentar forte interação físico-química com compartimentos ambientais (como adsorção ao solo, volatilização, partição solo-água, transporte particulado, interação com MOA genotóxico ou não genotóxico). Esses fatores modulam a expressão do perigo e devem ser comunicados de forma clara no julgamento técnico.

Do ponto de vista metodológico, destacam-se como pilares fundamentais:

- **Transparência e rastreabilidade**: comunicar parâmetros como $C_{MÁX}$, K_d, SF, MRL, $BW^{3/4}$ não como predições clínicas determinísticas, mas como suposições inferenciais (ISO, 2018; MAXIMIANO, 2014; USEPA, 1989a, 2007a, 2014a, 2023);

[62] Conceito que descreve modos de perceber e sentir o mundo que vão além da visão, valorizando outros sentidos e a conexão com a ancestralidade, a natureza viva e as memórias orais. É um conceito fundamental em culturas africanas e indígenas para entender a realidade de forma integral (corpo, mente, espírito), em contraste com a cosmovisão ocidentalizada, centrada na visão e no corpo hierarquizado.

- **Contextualização territorial e social**: reconhecer que UE e populações possuem comportamentos dinâmicos e heterogêneos, modulando o contato e o ingresso ao longo do ciclo de vida (ATSDR, 2005, 2015; NRC, 1989, 2009; OMS, 1999, 2009b, 2015, 2017; USEPA, 2011; ZABEO, 2011);
- **Interdisciplinaridade e diálogo comunitário**: integrar epidemiologia, toxicologia, antropologia social, diálogo ambiental e comunicação culturalmente apropriada em momentos devolutivos (HORNE *et al.*, 2023; OMS, 2009b, 2015, 2017; ZABEO, 2011);
- **Proporcionalidade da mensagem e peso da evidência (WOE)**: comunicar que o risco é adicional ao risco basal preexistente, devendo ser interpretado com base na força, na coerência causal e na plausibilidade biológica do conjunto de evidências integradas (ATSDR, 2005, 2015; OMS, 1999; USEPA, 2005c).

9.2.1 Estruturação do processo de comunicação

A aplicação da comunicação do risco em eventos regionais de contaminação exige um delineamento metodológico próprio, capaz de traduzir resultados técnico-científicos de ARSH em mensagens compreensíveis, socialmente legitimadas, alinhadas com a tradicionalidade de povos e comunidades tradicionais, e operacionais para subsidiar decisões institucionais e comunitárias. Diferentemente da comunicação de risco em cenários controlados, eventos de extensão regional apresentam heterogeneidade espacial do perigo, múltiplas rotas de exposição, temporalidade dinâmica dos pontos de contato e sensibilidade sociocultural dos receptores, impondo a necessidade de um modelo comunicacional adaptativo, precaucional e inferencial.

Metodologicamente, a comunicação do risco deve ser conduzida como um processo contínuo e multiescalar de intercâmbio bidirecional, organizado a partir de cinco eixos operacionais integrados:

(1) **Estruturação das mensagens por UE**: A comunicação deve reconhecer que, em contaminações regionais, o perigo não se distribui de forma uniforme. Assim, a comunicação do risco deve ser planejada com base nas UE previamente delimitadas na etapa de caracterização da exposição (item 6.1), permitindo que a mensagem reflita cenários comuns de contato, compartimentos ambientais de interesse e receptores efetivamente expostos ou potencialmente expostos. Essa estratégia reduz generalizações e evita interpretações equivocadas sobre a magnitude do perigo regional.

(2) **Transparência e rastreabilidade do cálculo do risco**: As mensagens devem explicitar que os valores de dose e concentração de exposição (DE/CE), fatores toxicológicos de referência (RfD, RfC, MRL, SF, IUR), coeficientes físico-químicos (ex.: Kd, Koc, pressão de vapor, solubilidade, constantes de Henry) e pressupostos conservadores da Máxima Exposição Razoável (MER) são parâmetros de modelamento, não probabilidades clínicas literais determinísticas de adoecimento. A mensagem deve evitar falsa precisão e enfatizar que o risco é incremental e regulatório, servindo como critério para gerenciamento e priorização de ações, e não como predição determinística de ocorrência clínica.

(3) **Contextualização fisiológica, socioambiental e cultural da exposição**: A comunicação deve incorporar que a resposta toxicológica é modulada por fatores como idade, estado nutricional, comorbidades, gestação, genética, hábitos recreativos e práticas alimentares regionais, reconhecendo que exposições ambientalmente similares podem gerar desfechos distintos à saúde. Essa perspectiva é particularmente crítica para subgrupos sensíveis, os quais devem ter mensagens diferenciadas, com linguagem proporcional ao perigo e culturalmente apropriada.

(4) **Integração de evidências pelo peso inferencial (WOE)**: Em eventos regionais de contaminação, decisões institucionais e mensagens devolutivas não devem ser sustentadas por uma única linha de evidência, mas pelo balanço convergente das evidências químicas, toxicológicas, epidemiológicas, ambientais e contextuais. A comunicação do risco deve transmitir a força relativa do conjunto de evidências e esclarecer divergências intermetodológicas. Além disso, deve explicitar lacunas de dados como condicionantes da decisão, reforçando que o juízo inferencial do risco calculado é parte constitutiva do processo de caracterização e gerenciamento do risco.

(5) **Interface dialógica participativa e devolutiva social estruturada**: A comunicação em eventos regionais deve ocorrer de forma bidirecional, participativa e retroalimentada entre instituições técnicas, gestores públicos e populações impactadas, especialmente em territórios impactados, onde percepções subjetivas influenciam decisões como evacuação, consumo de recursos naturais, aceitação de medidas de controle e adoção de comportamentos protetivos. Assim, a comunicação do risco deve prever momentos formais de escuta ativa, reuniões devolutivas, validação social das interpretações científicas e produção de materiais acessíveis (relatórios comunitários, mapas simplificados de risco, material de apoio educativo, mídias audiovisuais e diálogo direto com PCT), sem remover o rigor formal que fundamenta a ARSH, mas em linguagem acessível à população local.

9.2.1.1 Planejamento e segmentação do público-alvo

A comunicação definida por ARER para eventos regionais de contaminação deve ser segmentada em gestores institucionais, comunidades impactadas, subgrupos sensíveis (crianças, gestantes, idosos), povos e comunidades tradicionais e mídia emergencial. Para cada público serão definidas mensagens-chave, grau de formalidade, complexidade conceitual, meio de comunicação e periodicidade da devolutiva, reconhecendo que cada grupo possui capacidades cognitivas, percepções de risco e níveis de autonomia distintos.

9.2.1.2 Preparação das mensagens e tradução de conceitos técnicos

A mensagem deve ser construída com base na (i) definição e identificação do perigo (capítulo 5); (ii) modelo conceitual de exposição (item 4.5); (iii) distribuição espacial do perigo por UE (subitem 6.1.2); (iv) quantificação do risco (item 8.1); (v) MOA (item 8.3.1), quando aplicável; (vi) interações físico-químicas que modulam a exposição (item 4.5.2.2.1); e (vii) fontes de incerteza (item 8.5). Esses conceitos serão traduzidos

em mensagens rastreáveis e proporcionais ao perigo, evitando alarmismo e falsa precisão determinística.

9.2.1.3 Seleção dos meios e canais de comunicação

A comunicação do risco deve utilizar meios combinados: reuniões públicas, comunicação direta porta a porta – quando necessário –, materiais impressos, painéis educativos, mídia digital, comunicados oficiais, coletivas de imprensa e interação estruturada com a mídia. A escolha do meio deve considerar o acesso efetivo da população, a acessibilidade territorial, a confiabilidade do canal e a compreensão do risco por parte da população impactada.

9.2.1.4 Escuta ativa, devolutiva e validação social das interpretações científicas

Devem ser realizados momentos formais de escuta ativa, nos quais as percepções comunitárias são registradas como linha contextual de evidência do risco calculado e do risco adicional, com avaliação de aderência cultural, compatibilidade com as evidências técnicas e identificação de vieses ou expectativas desproporcionais. Em seguida, devem ser realizados momentos formais de devolutiva social, com: (i) apresentação dos mapas de risco por UE; (ii) explicitação das incertezas; (iii) juízo inferencial do conjunto de evidências; e (iv) abertura dialógica para esclarecimento e validação social das interpretações científicas, fortalecendo legitimidade e evitando redundâncias territoriais de comunicação.

9.2.1.5 Documentação, validação e retroalimentação do processo decisório

A comunicação do risco será consolidada como seção metodológica validada institucionalmente, registrada de forma rastreável, incorporando lições aprendidas, respostas comunitárias, revisões de mensagens, métricas de confiança e decisões proporcionais adotadas, permitindo retroalimentação das fases posteriores da ARSH e do gerenciamento do risco.

10 Considerações finais

A presente obra teve como objetivo desenvolver, integrar e aprofundar um arcabouço técnico-científico para a Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) aplicada a eventos regionais de contaminação ambiental, com base na complexidade inerente a cenários nos quais múltiplas fontes, vias, substâncias químicas, receptores e condicionantes socioambientais interagem de forma não linear no espaço e no tempo. O livro demonstra que abordagens tradicionais, centradas exclusivamente em áreas pontuais e em modelos determinísticos simplificados, são insuficientes para capturar a magnitude, a heterogeneidade e as implicações ambientais e de saúde pública associadas a eventos regionais de contaminação.

Do ponto de vista conceitual, a obra consolidou a ARER como um processo inferencial estruturado, fundamentado na integração entre identificação do perigo, avaliação da exposição, análise da toxicidade, caracterização do risco, avaliação do risco adicional, gerenciamento do risco e comunicação do risco, conforme os referenciais internacionais da USEPA, ATSDR e OMS. Ficando claro que, em contextos regionais, essas etapas não devem ser tratadas de forma linear ou isolada, mas como componentes interdependentes de um sistema decisório dinâmico, no qual incertezas, variabilidade e lacunas de dados são inerentes e precisam ser explicitamente reconhecidas e tratadas.

Também foram discutidos aspectos sobre investigação ambiental em contextos regionais, o que evidenciou que a suficiência estatística, a representatividade espacial e a rastreabilidade documental dos dados amostrais constituem pré-requisitos fundamentais para a validade da ARER. A incorporação de planejamento amostral baseado em objetivos, combinando amostragem sistemática (malhas regulares, preferencialmente triangulares) e amostragem direcionada, mostrou-se essencial para atender simultaneamente às necessidades de inferência populacional, identificação de *hotspots*, cálculo de valores representativos da área (VRA) e controle exposicional. A validação da usabilidade dos dados, tanto no campo quanto no laboratório, foi tratada como elemento central da robustez científica de estudos de ARER. O controle e a garantia da qualidade foram discutidos não como etapas meramente procedimentais, mas sim como determinantes diretos da confiabilidade das estimativas da exposição e do risco. Em cenários regionais, nos quais decisões podem impactar populações diversificadas e extensos territórios, a falha nesses controles pode resultar em subestimação ou superestimação sistemática do risco, com consequências sociais, sanitárias e institucionais relevantes.

No âmbito da avaliação da exposição, ficou demonstrado a necessidade de considerar a diversidade de cenários, vias de ingresso e comportamentos populacionais ao longo do ciclo de vida do ser humano, incorporando parâmetros exposicionais

baseados na Máxima Exposição Razoável (MER), dados específicos da área e, quando possível, abordagens probabilísticas (PRA). A distinção entre pontos de amostragem para identificação da contaminação (PDA_{IPC}), quantificação de VRA (PDA_{VRA}) e controle da exposição humana (PDA_{PCE}) mostrou-se fundamental para separar, de forma conceitual e operacional, os objetivos de caracterização ambiental, estabelecimento de nexo de causalidade e interpretação do risco adicional à saúde humana.

A caracterização do risco foi tratada não como um exercício numérico isolado, mas como um processo de síntese técnica, no qual riscos carcinogênicos e não carcinogênicos individuais e cumulativos são interpretados à luz do peso da evidência disponível. Nesse contexto, a obra destacou o papel central das análises de Peso de Evidências (WOE) como abordagem integradora capaz de articular dados ambientais, toxicológicos, epidemiológicos e contextuais, mesmo quando incompletos ou heterogêneos.

Um dos pontos centrais discutidos na presente obra foi a ênfase dada ao risco adicional à saúde humana, especialmente no âmbito da saúde pública. Sendo assim, ficou evidenciado que exposições ambientais não ocorrem em um vazio social, mas se sobrepõem a contextos de vulnerabilidade socioeconômica, condições precárias de saneamento, segurança do alimento, doenças pré-existentes e desigualdades encontradas na região impactada. Nesse sentido, a ARER deve reconhecer explicitamente que riscos ambientalmente similares podem produzir impactos distintos em populações diferentes.

No campo do gerenciamento do risco, a obra demonstrou que decisões eficazes dependem da articulação entre ciência, governança e participação social. Medidas de controle, mitigação e remediação devem ser proporcionais ao risco identificado, tecnicamente justificadas e socialmente legitimadas. A comunicação do risco foi tratada como eixo transversal, indo além da simples transmissão de resultados técnicos para se configurar como um processo dialógico, contínuo e culturalmente sensível. A devolutiva social e a validação institucional dos resultados foram reconhecidas como etapas essenciais para fortalecer a confiança pública, reduzir conflitos e retroalimentar o processo decisório.

A obra propõe uma abordagem integrada, regionalizada e interdisciplinar, capaz de responder aos desafios impostos por grandes eventos de contaminação ambiental. Ao consolidar conceitos, métodos e práticas provenientes de diferentes referenciais nacionais e internacionais para adaptá-los à realidade brasileira, o livro oferece subsídios técnicos para órgãos ambientais, de saúde pública, gestores públicos, autoridades legais e especialistas ambientais, além de estabelecer bases conceituais sólidas para futuras pesquisas.

Em um contexto global marcado pela recorrência de desastres ambientais, mudanças climáticas e pressões crescentes sobre populações impactadas, a ARER, tal como desenvolvida neste livro, emerge não apenas como uma ferramenta técnica, mas como um instrumento estratégico para a proteção da saúde humana, a promoção da justiça ambiental e a construção de trajetórias de desenvolvimento verdadeiramente sustentáveis.

Referências bibliográficas

Este livro utilizou ferramentas de Inteligência Artificial (IA) como apoio em etapas específicas do processo de elaboração textual, organização conceitual e revisão linguística. A IA foi empregada exclusivamente como instrumento auxiliar, sem substituir a análise crítica, a interpretação científica, a tomada de decisões metodológicas ou a responsabilidade intelectual dos autores. Todo o conteúdo científico, incluindo hipóteses, análises, resultados, conclusões e interpretações, é de responsabilidade integral dos autores. As referências bibliográficas foram selecionadas, verificadas e validadas manualmente, não sendo atribuída à IA qualquer autoria, coautoria ou responsabilidade científica. O uso de IA seguiu princípios éticos de transparência, integridade acadêmica e rigor científico.

As ferramentas de IA foram utilizadas para: apoio à redação preliminar de trechos descritivos; reorganização estrutural de capítulos; sugestões linguísticas e gramaticais; síntese inicial de conceitos amplamente consolidados na literatura. Não foram utilizadas para geração automática de dados, resultados originais, análises estatísticas ou interpretações científicas inéditas.

ABNT. **NBR 10.007:2004 “Amostragem de resíduos sólidos”**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004.

ABNT. **NBR 16.209:2013 - Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas**Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2013.

ABNT. **NBR 16.435:2015. Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas – Procedimento**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2015a.

ABNT. **NBR 16.434:2015 - Amostragem de resíduos sólidos, solo e sedimentos – Análise de compostos orgânicos voláteis (COV) – Procedimento**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2015b.

ABNT. **NBR 17025:2017 “Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração”**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2017.

AGÊNCIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO PARANÁ. **Manual de procedimentos para amostragem de produtos agrícolas para análise de resíduos**. [s.l: s.n.]

AGRICULTURE VICTORIA. **Sampling soil, vegetables, fruit and grain for residue testing**. [s.l.] Victoria, Australia, 2023.

ANA, (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS); CETESB, (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras - Água, sedimento, comunidades**

aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo; Brasilia-DF: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo & Agência Nacional de Águas, 2023. v. 1456 p. : il. p.

ANVISA. **Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos: Procedimentos Operacionais Padrão (POP)**. Brasília, Brasil: Gerência Geral de Toxicologia, 2008.

APTE, S. C.; DAY, R. W. **Downstream transport and fate of mine-derived sediment and metals from the Ok Tedi mine, Papua New Guinea**. Australia: CSIRO, 1998. .

ASTM. **D5438-17 "Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis"**American Society for Testing and Materials, 2017.

ASTM. **D7144-21 "Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals and Metalloids Determination"**American Society for Testing and Materials, 2021.

ASTM. **E2081 - Standard Guide for Risk-Based Corrective Action**American Society for Testing and Materials, 2022.

ATSDR. **Toxicological Profiles**Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1997.

ATSDR. **TOXICOLOGICAL PROFILE FOR METHOXYCHLOR**Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2002.

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual**Agency for Toxic Substances and Disease Registry, jan. 2005.

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual (Update 2015)**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, 2015.

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2022.

BAOS, R.; TANFERNA, A.; BLAS, J.; JIMÉNEZ, B.; GONZÁLEZ, M. J.; HIRALDO, F.; SERGIO, F. Metal and arsenic contamination of a terrestrial top-predator, the black kite (Milvus migrans), after the Aznalcóllar mine spill (southwestern Spain): Temporal trends and fitness consequences. **Science of The Total Environment**, v. 956, p. 177291, 2024.

BARDIN, L. **Análise de Conteúdo: da teoria à prática em pesquisas sociais aplicadas às organizações**. Lisboa: Edições 70, 2011.

BAZYKA, D. Chernobyl cleanup workers: a cohort study. **Environmental Health Perspectives**, 2012.

BECK, U. **Risk Society: Towards a New Modernity**. London: Sage, 1992.

BERTAZZI, P.; CONSONNI, D.; BACHETTI, S. Health effects of dioxin exposure: the Seveso studies. **Epidemiology**, 1998.

BERTOLO, R. A. **Bases técnicas para a gestão de áreas contaminadas por solventes organoclorados em aquíferos fraturados**. 2017. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/44/tde-16032018-095039/>. Acesso em: 19 mar. 2025.

BOOBIS, A. R.; ET AL. Key scientific issues in the use of the mode of action framework for cancer risk assessment: key findings and recommendations. **Critical Reviews in Toxicology**, v. v. 36, n. n. 5, p. 417–448, 2006.

BRIGGS, D.; ELLIOTT, P. Towards Environmental Health Indicators. **World Health Statistics Quarterly**, v. 50, p. 178–187, 1997.

BRIGGS, D.; ELLIOTT, P. Spatial epidemiology: current approaches and future challenges. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 8, p. 998–1006, 2005.

BROWNING, J. B. **Union Carbide: Disaster at Bhopal.**Union Carbide, 1993.

BYRNE, P.; HUDSON-EDWARDS, K. A.; BIRD, G.; MACKLIN, M. G.; BREWER, P. A.; WILLIAMS, R. D.; JAMIESON, H. E. Water quality impacts and river system recovery following the 2014 Mount Polley mine tailings dam spill, British Columbia, Canada. **Applied Geochemistry**, v. 91, p. 64–74, 2018.

CALOW, P.; FORBES, V. **Ecotoxicology and Human Health: The Role of Ecosystem Dynamics**. London: Academic Press, 1998.

CARDIS, E.; OTHERS. The 15-Country Collaborative Study of Cancer Risk among Radiation Workers in the Nuclear Industry: Cohort Profile. **International Journal of Epidemiology**, v. 36, p. 300–313, 2007.

CETESB. **Procedimentos para Avaliação de Risco à Saúde Humana em Áreas Contaminadas**Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, 2014.

CETESB. **DECISÃO DE DIRETORIA Nº 256/2016/E, DE 22 DE NOVEMBRO DE 2016**22 nov. 2016.

CETESB. **Decisão de Diretoria DD nº 038/2017/C.**Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017.

CETESB. **NORMA TÉCNICA - Avaliação de Risco Ecológico (ARE) – Áreas Contaminadas**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/12/P4.001_Avaliacao-de-Risco-Ecologico-ARE-Areas-Contaminadas-1a-Edicao.pdf>.

CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2023. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 28 jan. 2025.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. [s.l.] Edgar Blücher, 1999.

CLARKSON, T. W.; MAGOS, L. The toxicology of mercury and its chemical compounds. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 36, n. 8, p. 609–662, 2006.

CONAMA. CONAMA 420 - Gerenciamento de Áreas Contaminadas. **420**, 28 dez. 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/17/2017/02/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acs.pdf>.

COPAM. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 08 de setembro de 2010.** Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>. Acesso em: 26 ago. 2024.

CRUZ, M. J.; OTHERS. Sediment dynamics after the Brumadinho dam failure. **Science of the Total Environment**, 2020.

CUTTER, S. L.; BORUFF, B. J.; SHIRLEY, W. L. Social Vulnerability to Environmental Hazards. *Em*: **Social Science Quarterly**. [s.l: s.n.]p. 242–261.

DENR. **The Marcopper Mining Disaster: Environmental and Health Impacts**. Manila: Department of Environment and Natural Resources, 1997. .

DOCKERY, D.; POPE, C. A. Acute respiratory effects of air pollution. **Annual Review of Public Health**, v. 15, p. 107–132, 1994.

DOUGLAS, M.; WILDAVSKY, A. **Risk and Culture: An Essay on the Selection of Technological and Environmental Dangers**. Berkeley: University of California Press, 1982.

DREXLER, J. W.; BRATTIN, W. J. An in vitro procedure for estimation of lead relative bioavailability: With validation using the juvenile swine model. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 8, p. 2744–2750, 2007.

DU BOIS, D.; DU BOIS, E. F. The Formula to Estimate the Approximate Surface Area If Height and Weight Be Known. **Nutrition (Burbank, Los Angeles County, Calif.)**, v. 5, n. 5, p. 303–311; discussion 312-313, 1989.

DUFOUR, A. P.; EVANS, O.; BEHYMER, T. D.; CANTU, R. Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. **Journal of Water and Health**, v. 4, n. 4, p. 425–430, 2006.

ECKERMAN, I. **The Bhopal Saga**. [s.l.] Universitetsforlaget, 2005.

EKINO, S.; SUSA, M.; NINOMIYA, T.; IMAMURA, K.; KITAMURA, T. Minamata disease revisited: an update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **Journal of the Neurological Sciences**, v. 262, n. 1–2, p. 131–144, 2007.

ELLIOTT, P.; WAKELING, H.; BRIGGS, D. Spatial methods in environmental epidemiology. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 163, n. 1, p. 1–12, 2000.

ERIKSON, K. T. **Everything in Its Path: Destruction of Community in the Buffalo Creek Flood**. New York: Simon and Schuster, 1976.

ETO, K. Minamata disease. **Neuropathology**, v. 20, n. 1, p. S14–S19, 2000.

FAO; OMS. **Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food**. Geneva: Organização Mundial da Saúde e Food and Agriculture Organization, 2009.

FINKEL, A. M. Confronting uncertainty in risk management. **Risk Analysis**, v. 10, n. 2, p. 227–236, 1990.

FINKEL, A. M. Toward better quantitative risk management. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 1, n. 1, p. 9–20, 1995.

GAVRELIS, N.; SERTKAYA, A.; BERTELSEN, L.; CUTHBERTSON, B.; PHILLIPS, L.; MOYA, J. An analysis of the proportion of the US population that ingests soil or other non-food substances. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 17, n. 4, p. 996–1012, 2011.

GEHAN, E. A.; GEORGE, S. L. ESTIMATION OF HUMAN BODY SURFACE AREA FROM HEIGHT AND WEIGHT [1], 2. **Cancer chemotherapy reports**, v. 54, n. 4, p. 225, 1970.

GELENCSÉR, A.; KOVÁTS, N.; TURÓCZI, B.; OTHERS. The red mud accident in Ajka. **Environmental Science & Technology**, 2011.

GELENCSÉR, A.; MAY, B.; SIMON, L. Atmospheric dispersion of red mud dust from the Ajka alumina plant accident (Hungary, 2010). **Science of the Total Environment**, v. V. 409, n. N. 19, p. 4118–4125, 2011, 2011.

GENSBURG, L. J.; PANTEA, C.; KIELB, C.; FITZGERALD, E.; STARK, A.; KIM, N. Cancer incidence among former Love Canal residents. **Environmental Health Perspectives**, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.0800153>.

GIBBS, L. M. **Love Canal: My Story**. Albany: State University of New York Press, 1982.

GILBERT, R. O.; PULSIPHER, B. A. Visual Sample Plan (VSP): A Probabilistic and Statistical Approach to Environmental Sampling Design. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2004.

GILBERT, R. O.; PULSIPHER, B. A.; ENQUIST, et. al. **Triangular grid efficiency and hotspot detection in environmental sampling**2000.

GILBERT, S. P.; KAUTZ, T. M.; PULSIPHER, B. A. **Visual Sample Plan (VSP): A Tool for Design and Analysis of Environmental Sampling**. [s.l.] Pacific Northwest National Laboratory, U.S. Department of Energy, 2011. .

HARADA, M. **Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution**. [s.l: s.n.]v. 251 p.

HAYASHI, N.; OZASA, K. Health effects of radiation and other related environmental exposures on cleanup workers after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. **Journal of Radiation Research**, 2015.

HERMANN, R.; NEUMANN, T. Heavy metal contamination of floodplain soils downstream of abandoned mining areas: the case of Schwebda, Germany. **Environmental Geology**, v. 29, n. 3–4, p. 210–217, 1996.

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. **Relatórios Técnicos do CEPAS-USP sobre vulnerabilidade e contaminação de aquíferos**. São Paulo: Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS-USP), 2007. .

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. *Em*: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008a. p. 405–424.

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. *Em*: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008b. p. 405–424.

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. *Em*: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008c. p. 405–424.

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. **Série de Relatórios Técnicos CEPAS-USP (2007–2020): Contaminação, vulnerabilidade e gestão regional de aquíferos**. São Paulo: Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS-USP), 2020a. .

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. J. **Série de Relatórios Técnicos CEPAS-USP (2007–2020): Contaminação, vulnerabilidade e gestão regional de aquíferos**. São Paulo: Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS-USP), 2020b. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Contaminação de aquíferos e gestão regional: avanços metodológicos**. São Paulo: CEPAS-USP, 2012a. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Contaminação de aquíferos e gestão regional: avanços metodológicos**. São Paulo: CEPAS-USP, 2012b. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Gestão integrada de contaminação em escala regional**. São Paulo: CEPAS-USP, 2015a. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Gestão integrada de contaminação em escala regional**. São Paulo: CEPAS-USP, 2015b. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Abordagens diagnósticas regionais aplicadas à contaminação de aquíferos**. São Paulo: CEPAS-USP, 2018a. .

HIRATA, R. C. A.; OTHERS. **Abordagens diagnósticas regionais aplicadas à contaminação de aquíferos**. São Paulo: CEPAS-USP, 2018b. .

HIRATA, R.; FERNANDES, A. J.; BERTOLO, R. As águas subterrâneas: longe dos olhos, longe do coração. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 3, 2016.

HOLMES, K. K.; KISSEL, J. C.; RICHTER, K. Y. Investigation of the influence of oil on soil adherence to skin. **Journal of Soil Contamination**, v. 5, n. 4, p. 301–308, 1996.

HORNE, Y. O. V.; CARROLL, S. R.; CHIEF, K.; LOTHROP, N. Z.; RICHARDS, J. R.; BEGAY, M.-G.; CHARLEY, P. H.; INGRAM, J. C.; BEAMER, P. I. Using environmental health dialogue in a Diné-centered approach for individualized results reporting in an environmental exposure study following the Gold King Mine Spill. **Environmental Research**, v. 231, p. 116196, 2023.

HUNSAKER, C. T. et al. **Ecosystem Risk Assessment**. [s.l.] Lewis Publishers, 1994.

HUNSAKER, C. T.; LEVINE, D. A. **Landscape Ecology and Risk Analysis**. Corvallis: EPA, 1990.

IARC. **Preamble to the IARC Monographs**International Agency for Research on Cancer, 2006.

IBGE. **Macrozoneamento ecológico-econômico do Brasil**. [s.l.] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2015. .

ICOLD. **Tailings dam failures: Lessons learned**. Paris: International Commission on Large Dams, 2001. .

INMETRO. **DOQ-CGCRE-008: Orientação sobre Validação de Métodos Analíticos.**Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial, 2018.

IPCS; OMS. **Harmonization Project Document No. 1 – IPCS Risk Assessment Terminology**. Geneva: Programa Internacional de Segurança Química e Organização Mundial da Saúde e Food and Agriculture Organization, 2004.

ISO. **ISO 31000:2018 – Risk management: Guidelines**. Geneva: International Organization for Standardization, 2018.

JASANOFF, S. **Designs on Nature: Science and Democracy in Europe and the United States**. Princeton: Princeton University Press, 2004.

JERRETT, M.; ARKOMBOA, B. Spatiotemporal methods for exposure assessment. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 19, p. 481–492, 2009.

JERRETT, M. et al. Spatial Analysis in Epidemiology: Advances in Exposure Modeling. **Journal of Exposure Science**, v. 15, p. 425–438, 2005.

JUHASZ, A. L.; NAIDU, R. Bioavailability of metals in the environment: assessment, remediation and regulation. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 25, p. 103–120, 2003.

KIELB, C.; FITZGERALD, E.; STARK, A.; GENSBURG, L.; OTHERS. Serum concentrations of organochlorines and dioxin-like compounds among former Love Canal residents. **Environmental Research**, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.11.004>.

KISSEL, J. C.; RICHTER, K. Y.; FENSKE, R. A. Factors Affecting Soil Adherence to Skin in Hand-Press Trials. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 56, n. 5, p. 722–728, 1996.

KOGEVINAS, M.; OTHERS. Human health effects following exposure assessment for industrial chemical disasters. **Environmental Health Perspectives**, 1998.

LANDIS, W. G. Regional Scale Ecological Risk Assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 1–12, 1997.

LANDIS, W. G. (ed.). **Regional Scale Ecological Risk Assessment: Using the Relative Risk Model**. Boca Raton: CRC Press, 2004a. 324 p.

LANDIS, W. G. (ed.). **Regional Scale Ecological Risk Assessment: Using the Relative Risk Model**. Boca Raton: CRC Press, 2004b. 324 p.

LANDRIGAN, P. J. The Lancet Commission on pollution and health. **The Lancet**, n. 391(10119), p. 462–512, 2018.

LINKOV, I.; SATTERSTROM, F. Multi-Criteria Decision Analysis in Environmental Assessment. *Em*: **Environmental Security**. [s.l.] NATO Science Series, 2004.

MACKLIN, M.; BREWER, P.; BALTEANU, D. The Baia Mare gold mining disaster. **Applied Geochemistry**, 2003.

MAPA. **Manual de coleta de amostras do Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Vegetal**. Brasília, Brasil: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2013.

MAPA. **Manual de procedimentos para laboratórios - Área de microbiologia e físico-química de produtos de origem animal**Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/lfda/arquivos-publicacoes-laboratorio/manual-finalizado-com-foto-dipoa-cgal-14_09_16.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2024.

MAPA. **Plano de amostragem e os limites de referência para o PLano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Animal**Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/InstruoNormativaN05.2019PNCRC2019.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2024.

MAPA. **Manual de Coleta de Amostras do PNCRC/Mapa**. 2. ed. [s.l.] Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, 2024.

MARQUES, J.; OTHERS. Spatial patterns of tailings deposition after dam failures. **Environmental Earth Sciences**, 2021.

MAXIMIANO, A. M. S. Avaliação de Risco a Saúde Humana. *Em*: **Guia de elaboração de planos de intervenção para o Gerenciamento de áreas contaminadas.** São Paulo - SP: Sandra Lúcia de Moraes, Cláudia Echevenguá Teixeira, Alexandre Magno de Sousa Maximiano, 2014.

MAXIMIANO, A. M. S.; CORSINI, M. J. **Projeto Detalhado de Avaliação de Risco a Saúde Humana - Meio Ambiente. Rompimento das Barragens da Mina Córrego do Feijão em Brumadinho-MG**. São Paulo - SP: Grupo EPA - Engenharia de Proteção Ambiental, 2025a. v. Volume I

MAXIMIANO, A. M. S.; CORSINI, M. J. **Projeto Detalhado de Avaliação de Risco a Saúde Humana - Saúde Pública. Rompimento das Barragens da Mina Córrego do Feijão em Brumadinho-MG**. São Paulo - SP: Grupo EPA - Engenharia de Proteção Ambienta, 2025b. v. Volume I

MEEK, M. E.; ET AL. Mode of action framework for chemical risk assessment: state of the science. **Critical Reviews in Toxicology**, v. v. 44, n. n. 8, p. 683–725, 2014.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Diretrizes para Elaboração de Estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana por Exposição a Contaminantes Químicos**Governo Federal do BRASIL, 2010.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância em saúde ambiental relacionada a áreas contaminadas**Governo Federal do BRASIL, 2018.

MURRAY, L.; THOMPSON, M.; VOIGHT, K.; JEFFREY, J. Mine waste management at Ok Tedi mine, Papua New Guinea: a case history. Em: Proceedings of the 7th International Conference on Tailings and Mine Waste, 2000, Rotterdam. [...]. Rotterdam: A.A. Balkema, 2000.

MYERS, J. C. Geostatistical error management in large-scale environmental sampling designs supporting regulatory decisions. **Journal of Environmental Statistics**, v. v. 3, n. n. 7, 2012.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Improving Risk Communication**. [s.l.] National Academies Press, 1989. .

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Macondo well–Deepwater Horizon oil spill**. [s.l.] National Academies Press, 2013. .

NEWMAN, M. **Fundamentals of Ecotoxicology**. [s.l.] CRC Press, 2015.

NRC. **Improving Risk Communication**. Washington (DC): National Research Council (US) Committee on Risk Perception and Communication, 1989.

NRC. **Advancing Risk Assessment**. Washington, DC: National Research Council (US), 2009.

OMS. **Environmental Health Criteria 210: Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals**. Geneva: Organização Mundial da Saúde, 1999.

OMS. **Songhua River pollution incident**. [s.l.] Organização Mundial de Saúde, 2006a. .

OMS. **Air Quality Guidelines: Global Update 2005 – Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide, and Sulfur Dioxide. Copenhagen**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe: Organização Mundial da Saúde, 2006b.

OMS. **Environmental Health Criteria 240: Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food**. Geneva: Organização Mundial da Saúde, 2009a.

OMS. Emergency Risk Communication. *Em*: **Effective communication with the media during public health emergencies**. [s.l: s.n.]

OMS. **Contaminated Sites and Health**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2013.

OMS. **Effective communications: participant handbook: communications training programme for WHO staff**. Geneva: World Health Organization, 2015. 94 p.

OMS. **Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks**Geneva. World Health Organization, 2016a.

OMS. **WORKING DOCUMENT FOR INFORMATION AND USE IN DISCUSSIONS RELATED TO CONTAMINANTS AND TOXINS IN THE GSCTFF**World Health Organization, 2016b.

OMS. **Communicating risk in public health emergencies: a WHO guideline for emergency risk communication (ERC) policy and practice**. [s.l.] World Health Organization, 2017.

OMS. **Environmental health**Geneva. World Health Organization, 2023.

ONU. **Declaração das Nações Unidas sobre os Direitos dos Povos Indígenas**ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Nova Iorque, 2007.

OOMEN, A. G.; OTHERS. Advances in bioaccessibility testing: towards a universal test for in vitro estimation of bioaccessibility of contaminants in soil. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 15, p. 4739–4745, 2006.

ORGANIZAÇÕES INDÍGENAS DA AMÉRICA LATINA. **Declaração Latino-Americana dos Direitos dos Povos Indígenas**América Latina, 2016.

PAIGEN, B. Controversy at Love Canal. **The Hastings Center Report**, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3561826>.

PANIAGUA-LÓPEZ, M.; VELA-CANO, M.; CORREA-GALEOTE, D.; MARTÍN-PEINADO, F.; GARZÓN, F. J. M.; POZO, C.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J.; ARAGÓN, M. S. Soil remediation approach and bacterial community structure in a long-term contaminated soil by a mining spill (Aznalcóllar, Spain). **Science of The Total Environment**, v. 777, p. 145128, 2021.

PETERSON, C.; RICE, S.; SHORT, J. Long-term ecosystem impacts of the Exxon Valdez oil spill. **Science**, 2003.

POPE, C. A.; DOCKERY, D. Health effects of fine particulate air pollution. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 56, n. 6, p. 709–742, 2006.

PRITCHARD, M.; GOLDFARB, T. **Love Canal**2000. Disponível em: <https://doi.org/10.18130/sjx1-2z73>.

PRÜSS-USTÜN, A. Preventing disease through healthy environments. **The Lancet**, n. 388(10047), p. 1923–1933, 2016.

REIS, A. Environmental bioavailability of heavy metals: theoretical reconsideration and implications for risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 10439–10452, 2014.

ROSS, J. **Geomorfologia: Ambiente e Planejamento**. [s.l.] Contexto, 1992.

RUBY, M. V.; OTHERS. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. **Environmental Science & Technology**, v. 33, n. 21, p. 3690–3695, 1999.

SANTOS, A. R.; OTHERS. Environmental zoning in post-disaster regions. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2021.

SECRETARIA DE SAÚDE DO PARANÁ. **Manual de coleta de amostras de ovos para análises físico-químicas e de resíduos**. [s.l: s.n.]

SEXTON, K.; LINDER, S. Cumulative risk assessment: conceptual and legal foundations. **Environmental Health Perspectives**, v. 103, n. 9, p. 5–10, 1993.

SEXTON, K.; LINDER, S. The role of cumulative exposure in regional health risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 389, p. 1–5, 2006.

SHOAF, M. B.; SHIRAI, J. H.; KEDAN, G.; SCHAUM, J.; KISSEL, J. C. Child Dermal Sediment Loads Following Play in a Tide Flat. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, v. 15, n. 5, p. 407–412, 2005.

STEENLAND, K.; OTHERS. Occupational exposure and cancer: Assessing the evidence. **Epidemiologic Reviews**, 2003.

SUGIMOTO, A.; OTHERS. Trends in the health status of workers after the Fukushima disaster. **Journal of Occupational Health**, 2018.

SUTER, G. **Ecological Risk Assessment**. [s.l.] CRC Press, 2007.

SUTER, G.; CORMIER, S.; BARRON, M. A Weight of Evidence Framework for Environmental Assessments: Inferring Qualities. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 6, p. 1038–1044, nov. 2017.

SZE, J. Review of: Love Canal Revisited: Race, Class, and Gender in Environmental Activism. **The American Historical Review**, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/ahr.114.1.185>.

TCHOUNWOU, P. B.; OTHERS. Heavy metal toxicity and the environment. **EXS**, v. 101, p. 133–164, 2012.

TSUDA, T.; YORIFUJI, T.; TAKAO, S.; MIYAI, M.; BABAZONO, A. Minamata disease: catastrophic poisoning due to methylmercury. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 63, n. 1, p. 1–2, 2009.

UNEP. **Cyanide Spill at Baia Mare, Romania**Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. UNEP/OCHA Assessment Mission Report, 2000.

UNEP; ILO; OMS. **Environmental Health Criteria: General Principles for Risk Assessment of Chemical Substances**. Geneva: Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Organização Internacional do Trabalho e Organização Mundial da Saúde, 1994.

UNITED STATES. **Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)**Washington, DC. U.S. Government Publishing Office, 1980.

US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual. v. I, n. PART A, 1989. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures**United State Environmental Protection Agency, 1986.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part A)**Washington, D.C. Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 1989a. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards for Soils and Solid Media - EPA 230/02-89-042**United State Environmental Protection Agency, 1989b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Volume I - Part B, Human Health Evaluation Manual (Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)**United State Environmental Protection Agency, 1991.

USEPA. **Guidance for Data Useability in Risk Assessment - Part A**United State Environmental Protection Agency, 1992a. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/datause-parta.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2024.

USEPA. **Guidance for Data Usability in Risk Assessment – Part A**1992b.

USEPA. **Guidance for Data Useability in Risk Assessment - Part A-1 (9285.7-09A)**United State Environmental Protection Agency - 92.85., 1992c. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/datause-parta.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors**United State Environmental Protection Agency, 1992d.

USEPA. **Guiding Principles for Monte Carlo Analysis**United State Environmental Protection Agency, 1997.

USEPA. **Compendium Method TO-15 - Determination of Volatile Organic Compounds (VOC) In Air Collected in Specially Prepared Canisters and Analyzed by Gas Chromatography/ Mass Spectrometry (GC/MS).**United State Environmental Protection Agency, jan. 1999.

USEPA. **Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures**United State Environmental Protection Agency, 2000a. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=20533>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Guidance for Data Quality Assessment. Practical Methods for Data Analysis (EPA QA/G-9. QA00 UPDATE)**United State Environmental Protection Agency, 2000b. . Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part A - Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (EPA 540-R-02-002)**United State Environmental Protection

Agency, 2001. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection**United State Environmental Protection Agency, 2002.

USEPA. **Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment, Part E of Risk Assessment Guidance for Superfund, Human Health Evaluation Manual (Volume I)**United State Environmental Protection Agency, 2004a.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part E - Dermal Risk Assessment**United State Environmental Protection Agency, 2004b. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-e>. Acesso em: 21 ago. 2024.

USEPA. **Field Sampling Procedures Manual**. Washington, USA: U.S. Environmental Protection Agency, 2005a.

USEPA. **Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies**. Washington, USA: U.S. Environmental Protection Agency, 2005b.

USEPA. **Guidelines for Carcinogen Risk Assessment**United State Environmental Protection Agency, 2005c.

USEPA. **Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners - EPA/240/B-06/003 (EPA QA/G-9S)**United State Environmental Protection Agency, 2006. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/g9s-final.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Framework for Metals Risk Assessment**Washington, DC. United State Environmental Protection Agency, 2007a.

USEPA. **Estimation of Relative Bioavailability of Lead in Soil and Soil-like Materials Using In Vivo and In Vitro Methods**. [s.l.] U.S. Environmental Protection Agency, 2007b. .

USEPA. **Child-Specific Exposure Factors Handbook**. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NCEA&direntryid=199243>. Acesso em: 22 ago. 2024.

USEPA. **Coal Ash Spill from TVA Kingston Fossil Plant**. Washington, DC: USEPA, 2009a. .

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part F - Inhalation Risk Assessment**United State Environmental Protection Agency, 2009b. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-f>. Acesso em: 22 ago. 2024.

USEPA. **Guidance on Exposure and Effects Testing for Assessing Risks to Bees**United State Environmental Protection Agency, 3 ago. 2009c. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0006481>. Acesso em: 2 set. 2024.

USEPA. **Visual Sample Plan (VSP) Software, Version 6.0 User's Guide**. [s.l.] U.S. Environmental Protection Agency, 2010. .

USEPA. **Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report)**United State Environmental Protection Agency, 2011. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>. Acesso em: 5 jul. 2024.

USEPA. **Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making**. Washington, D.C.: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, 2014a.

USEPA. **Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies**United State Environmental Protection Agency, 2014b.

USEPA. **Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry**United State Environmental Protection Agency, 21 nov. 2014c. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/methods-derivation-inhalation-reference-concentrations-and-application-inhalation-dosimetry>. Acesso em: 21 ago. 2024.

USEPA. **ProUCL Version 5.1.002, Technical Guide, Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations.**United State Environmental Protection Agency, 2015.

USEPA. **Weight of Evidence in Ecological Assessment**United State Environmental Protection Agency, 2016.

USEPA. **In Vitro Bioaccessibility Assay for Lead in Soil (IVBA Method)**. [s.l.] U.S. Environmental Protection Agency, 2017a. .

USEPA. **Validation Assessment of In Vitro Arsenic Bioaccessibility Assay for Predicting Relative Bioavailability of Arsenic in Soils and Soil-like Materials at Superfund Sites**United State Environmental Protection Agency, 2017b.

USEPA. **Framework for Human Health Risk Assessment**Washington, DC. United State Environmental Protection Agency, 2018a.

USEPA. **Region 4 Human Health Risk Assessment Supplemental Guidance**United State Environmental Protection Agency, mar. 2018b.

USEPA. **Visual Sample Plan (VSP) Software, Version 7.0 – User's Guide**. [s.l.] Pacific Northwest National Laboratory, 2020. .

USEPA. **Human Health Risk Assessment**2023. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/human-health-risk-assessment>.

USGS. **Flood of Buffalo Creek, West Virginia, February 26, 1972**. Washington, DC: United States Geological Survey, 1973. .

USGS. **Environmental geochemical studies of the Marcopper mine tailings spill, Marinduque Island, Philippines**. Reston: United States Geological Survey, 2000. .

VAN NIEKERK, H. J.; VILJOEN, M. J. Causes and consequences of the Stava tailings dam failure, Italy. **Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy**, v. 105, p. 587–593, 2005.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. **Science**, v. 276, n. 5309, p. 122–126, 1997.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. The origin of universal scaling laws in biology. **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, v. 284, n. 1–4, p. 79–95, 2000.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. The 4/3 power law of metabolism and fractal geometry of nature. **Nature**, v. v. 413, p. 628–631, 2001, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health effects of the Chernobyl accident: an overview**. Geneva: WHO, 2006. .

YABE, J.; NAKAYAMA, S. M. M.; IKENAKA, Y.; OTHERS. Lead contamination in Kabwe, Zambia: A historical review and current status. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 12, p. 3501–3509, 2011.

ZABEO, A. **Regional Ecological and Human Health Risk Assessment Using Spatial and Multicriteria Methods**. 2011. Università Ca' Foscari Venezia, 2011.

ZABEO, A.; PIZZOL, L.; AGOSTINI, P.; CRITTO, A.; GIOVE, S.; MARCOMINI, A. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. **Environment International**, v. 37, n. 8, p. 1295–1306, 2011.

ZULFA, K. I.; WALKER, J. F.; YORE, R. Factors affecting household evacuation decision making in response to disaster: Case study from the 2021 South Kalimantan floods, Indonesia. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 113, p. 104864, 2024.

GLOSSÁRIO

Analito: substância ou componente químico em uma amostra que é alvo de análise ou que tem interesse para análise.

Área contaminada: área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger.

Área de Preservação Permanente (APP): área protegida por lei que tem a função ambiental de preservar a biodiversidade, as matas ciliares, a paisagem, os recursos hídricos, a estabilidade geológica e o solo. É uma área natural intocável que visa atender ao direito fundamental de um meio ambiente ecologicamente equilibrado.

Avaliação de risco à saúde humana – ARSH MA (Meio Ambiente): procedimento utilizado para estimar a natureza e a probabilidade de efeitos adversos à saúde em humanos que podem ser expostos (atualmente ou no futuro) a substâncias químicas em ambientes contaminados (USEPA, 2019).

Avaliação de risco ecológico – ARE: investigação que tem como objetivo avaliar qualitativa e quantitativamente o risco a que um bem ecológico que se quer proteger pode estar submetido, mediante alguma alteração antrópica de natureza física, química ou biológica, estabelecendo critérios objetivos a serem empregados na tomada de decisão para a gestão do problema (CETESB, 2022).

Background natural: concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que tenham origem natural associadas à geoquímica regional e não antropogênicas.

Compostos organoclorados: Na química ambiental, o conceito de compostos organoclorados refere-se a uma classe de substâncias orgânicas sintéticas caracterizadas pela presença de átomos de cloro ligados covalentemente a estruturas carbonadas, cuja relevância ambiental decorre de sua persistência, toxicidade, bioacumulação e potencial de transporte em escala local, regional e global.

Concentração máxima aceitável (CMA): concentração da substância química de interesse acima da qual há necessidade de implementação de medidas de intervenção.

Estressores ambientais: são agentes físicos, químicos ou biológicos presentes no meio ambiente que podem causar alterações ou impactos adversos em organismos, populações ou ecossistemas, como contaminantes químicos, mudanças nas condições ambientais ou perturbações provocadas por atividades humanas.

Hotspot: porção de uma área impactada onde são detectadas as maiores concentrações das substâncias químicas de interesse.

Fonte difusa: múltiplas Fontes primárias de contaminação (FPC) que se espalham por áreas que podem gerar contaminação de alguns m² até dezenas de km².

Gerenciamento de áreas contaminadas (GAC): procedimento que visa reduzir, para níveis aceitáveis, os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente em decorrência de exposição às substâncias provenientes de áreas contaminadas, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos riscos e danos decorrentes da contaminação, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas.

Limite de quantificação da amostra (LQ_{AMT}): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis pelo laboratório/método.

Mapa de controle e monitoramento do risco: representação gráfica das áreas onde os riscos identificados na fase de avaliação de risco ultrapassaram os níveis considerados aceitáveis e/ou os requisitos legais aplicáveis.

Mapa de intervenção: representação gráfica com a localização das medidas de intervenção propostas, especificando as áreas e volumes de atuação das medidas de remediação, de controle institucional e de engenharia.

Medidas de controle institucional: ações implementadas em substituição ou complementarmente às técnicas de remediação, visando afastar o risco, impedir ou reduzir a exposição de um determinado receptor sensível aos contaminantes presentes nas áreas ou águas subterrâneas contaminadas, por meio da imposição de restrições de uso, incluindo, entre outras, o uso do solo, o uso de água subterrânea, o uso de água superficial, o consumo de alimentos e o uso de edificações, podendo ser provisórias ou não.

Medidas de engenharia: ações baseadas em práticas de engenharia, com a finalidade de interromper a exposição dos receptores, atuando sobre os caminhos de migração dos contaminantes.

Medidas de intervenção: conjunto de ações a serem adotadas visando à reabilitação de uma área para o uso declarado, a saber: medidas emergenciais, de remediação, de controle institucional, de controle de engenharia, medidas de monitoramento.

Medidas de remediação: conjunto de técnicas aplicadas em áreas contaminadas, divididas em técnicas de tratamento, quando destinadas à remoção ou redução da massa de contaminantes, e técnicas de contenção ou isolamento, quando destinadas a prevenir a migração dos contaminantes.

Meta de remediação: concentração máxima aceitável da substância química de interesse que deve ser atingida nos compartimentos do meio físico, por meio da execução de medida de remediação. Podendo ser também a somatória dos riscos calculados para todas as Substâncias Químicas de Interesse (SQI) em um determinado compartimento do meio físico que deve ser mitigada ao longo do processo de remediação até atingir o valor de Risco Aceitável (RA) definido pelo Órgão Ambiental Estadual fiscalizador.

Metais: Na química ambiental, o conceito de metais ou metaloides está associado a um grupo de elementos químicos (metais ambientais) que, devido às suas propriedades físico-químicas, geoquímicas e toxicológicas, exercem papel central nos processos naturais e antrópicos de contaminação, ciclagem biogeoquímica e risco à saúde humana e aos ecossistemas. Esses são definidos de forma operacional e funcional, e não estritamente conforme a classificação da Tabela Periódica.

Metas de reabilitação ambiental: conjunto de metas associadas às medidas de controle institucional, medidas de engenharia, medidas de remediação e medidas de monitoramento, que quando aplicadas em conjuntos servirão para indicar o processo de reabilitação ambiental da Área-alvo ou Áreas-alvo.

Monitoramento ambiental: processo sistemático de coleta, análise e interpretação de dados sobre as condições do meio ambiente, com o objetivo de acompanhar e avaliar mudanças em parâmetros físicos, químicos e biológicos ao longo do tempo.

Padrão Legal Aplicável (PLA): valor de referência adotado pelos órgãos reguladores estaduais (meio ambiente e saúde pública) para definir quais níveis de concentração de substâncias químicas no meio ambiente, que serão adotados como critérios de corte para ocorrência de anomalias químicas associadas a fontes de contaminação em compartimentos do meio físico, alimentos de origem animal e alimentos de origem vegetal. Os PLAs devem ser definidos primeiro pelos padrões estaduais. Na sua ausência, utilizar padrões nacionais e, na ausência desses, empregar padrões reconhecidos e utilizados internacionalmente.

Partes interessadas (Stakeholders): pessoas e organizações que possuem interesses e/ou são envolvidas, de forma direta ou indireta, positiva ou negativamente, com o projeto.

Perigo: situação em que estejam ameaçadas a vida humana, o meio ambiente ou o patrimônio público e privado, em razão da presença de agentes tóxicos, patogênicos, reativos, corrosivos ou inflamáveis.

Reabilitação ambiental: processo que tem por objetivo proporcionar o uso seguro de áreas contaminadas por meio da adoção de um conjunto de medidas que levam à eliminação ou redução dos riscos impostos.

Receptor humano: indivíduo ou grupo de indivíduos humanos, expostos, ou que possam estar expostos, a uma ou mais Substâncias Químicas de Interesse (SQI) associadas a uma ou mais FPC e FSC.

Receptores Humanos: Pessoas potencialmente expostas, de forma atual ou futura, a contaminantes presentes no meio ambiente por meio de vias de ingresso específicas (ingestão, inalação, contato dérmico), considerando cenários de exposição plausíveis e padrões reais de uso da região impactada.

Recuperação: resultado das medidas de intervenção que levam um ecossistema degradado a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

Risco à saúde humana: probabilidade adicional teórica de ocorrência de câncer em um determinado receptor exposto a substâncias carcinogênicas presentes em uma área contaminada ou a possibilidade de ocorrência de outros efeitos adversos na saúde humana decorrentes da exposição às substâncias não carcinogênicas.

Risco adicional: decorrente da exposição de uma comunidade receptora a uma contaminação, sendo esta avaliação feita em cenários associados a uma área contaminada. O risco é dito adicional por se tratar do acréscimo verificado nos fatores de risco já existentes na área em estudo. Podendo-se citar como exemplo, a baixa escolaridade, baixa renda, subemprego, condições precárias de saneamento que podem gerar múltiplas doenças infecciosas, subnutrição, doenças crônicas, entre outras.

Risco carcinogênico: probabilidade adicional teórica de ocorrência de câncer em função de um evento de exposição associado a uma contaminação ambiental, considerando uma ou mais Substâncias Químicas de Interesse (SQI) presentes em um caminho de exposição.

Risco ecológico: possibilidade de ocorrência teórica de efeitos adversos nos organismos presentes nos ecossistemas.

Risco não carcinogênico: quociente que expressa a ocorrência teórica de efeitos adversos não carcinogênicos à saúde, considerando uma ou mais Substâncias Químicas de Interesse (SQI) presentes em um caminho de exposição.

Risco: compreende o risco à saúde humana e risco ecológico.

Sedimentos: material sólido desagregado, originado da alteração de rochas preexistentes e depositados na bacia do Rio Paraopeba ou transportados pela água superficial desta bacia. Podem ser encontrados no leito ou na coluna-d'água.

Solo subsuperficial: fração de solo situada abaixo de 0,1 m, incluindo solos aluvionais, coluvionais e tecnogênicos.

Solo superficial: fração de solo compreendida desde a superfície do terreno até 0,1 m de profundidade, incluindo solos aluvionais, não aluvionais e tecnogênicos.

Solo: todo material situado abaixo da superfície do terreno, incluindo o solo, conforme definido pedologicamente, e as rochas.

Substância Química de Ocorrência Natural: substância química de ocorrência natural e livre da influência de fontes antrópicas, que possui gênese associada à geoquímica das rochas que formam a geologia da área em estudo.

Valor de Investigação (VI): é a concentração de determinada substância em um compartimento do meio físico, alimentos de origem animal ou vegetal, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Valor de Prevenção (VP): é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o art. 3° do CONAMA 420 ("Art. 3° A proteção do solo deve ser realizada de maneira preventiva, a fim de garantir a manutenção da sua

funcionalidade ou, de maneira corretiva, visando restaurar sua qualidade ou recuperá-la de forma compatível com os usos previstos").

Valor de Referência de Qualidade (VRQ): é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físicas e químicas de amostras de diversos tipos de solos.

Valor Regredido: valor numérico derivado do processo de transformação temporal (dados de monitoramento) para cada ponto amostral avaliado, definido um intervalo temporal de avaliação. Trata-se do valor de concentração representativo da série histórica de cada substância química (respeitando fenômenos sazonais e de tendência) para o intervalo temporal avaliado.

Valores Orientadores (VO): concentrações de substâncias químicas, determinadas por meio de critérios numéricos e dados existentes na literatura científica, que visam subsidiar e definir a necessidade de que sejam executadas ações de prevenção e/ou controle da poluição. Devem nortear o gerenciamento de áreas contaminadas.

A série GERENCIAMENTO REGIONAL DE ÁREAS CONTAMINADAS inaugura uma abordagem integrada, inovadora e cientificamente fundamentada para a análise e a gestão de riscos em contextos de contaminação ambiental de escala regional. Este primeiro volume, **Avaliação de Risco à Saúde Humana**, enfoca especialmente os riscos à saúde humana nesses cenários. Partindo dos principais referenciais nacionais — CETESB, CONAMA, ANVISA, Ministério da Saúde — e internacionais — USEPA, ATSDR, OMS/WHO —, a obra propõe métodos para investigação ambiental, caracterização da exposição, análise de toxicidade, quantificação e caracterização do risco e tomada de decisão proporcional ao perigo em contextos marcados por incertezas e múltiplas escalas de decisão.

A obra vai além das abordagens tradicionais, centradas em áreas contaminadas de escala local, ao incorporar conceitos como Unidades Ambientais *versus* Unidades de Exposição, valores representativos da área (VRA) aplicados ao nexo de causalidade e risco incremental associado ao risco adicional. São também discutidos temas como vulnerabilidade social associada a povos e comunidades tradicionais e não tradicionais, *Weight of Evidence* (WOE), metodologias multicritério e comunicação do risco. Esse conjunto de elementos é fundamental para lidar com eventos complexos de contaminação, desastres tecnológicos e passivos ambientais com propagação temporal de longo prazo. Casos nacionais e internacionais, bem como experiências associadas a grandes desastres ambientais, são utilizados para ilustrar os desafios técnicos, científicos e institucionais do gerenciamento regional.

Destinada a pesquisadores, estudantes de pós-graduação, gestores públicos, profissionais de meio ambiente, saúde e planejamento social, bem como a leitores interessados na relação entre contaminação ambiental, risco à saúde humana e proteção da saúde coletiva, esta obra consolida-se como referência técnica. Nesse sentido, subsidia a formulação de ações de remediação e recuperação ambiental, de políticas públicas, de estratégias de vigilância em saúde ambiental e de processos decisórios transparentes, baseados em evidência científica, justiça ambiental e proteção efetiva da saúde humana.

@editorapoisson
www.poisson.com.br
Editora Poisson
contato@poisson.com.br